

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra pěstování lesů



**Zakládání kultur borovice lesní na zalesněných zemědělských
půdách – lokalita Předboj, Polabí**

**Establishing of Scots pine plantations on the afforested
agricultural lands – Předboj locality, Polabí region**

Diplomová práce

Autor: Jan Erba

Vedoucí práce: prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.

2019

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jan Erba

Lesní inženýrství

Název práce

Zakládání kultur borovice lesní na zalesněných zemědělských půdách – lokalita Předboj, Polabí

Název anglicky

Establishing of Scots pine plantations on the afforested agricultural lands – Předboj locality, Polabí region

Cíle práce

- Analýza významu zalesňování zemědělských půd
- Zhodnocení sledované lokality po dendroekologické stránce
- Zhodnocení růstu a vývoje kultur borovice lesní za období 2013 – 2018, spojené s aplikací meliorační hmoty Alginit
- Posouzení přínosu zalesňování zemědělské půdy pro krajinu v daných stanovištních podmínkách

Metodika

Zpracování rešerše s problematikou zalesňování zemědělských půd,

Zhodnocení dat za období 2013 – 2016

Měření výšek výsadeb v roce 2018

Statistické zpracování výsledků měření

Vyhodnocení vývojových trendů výsadeb od zalesnění

Doporučený rozsah práce

50 s.

Klíčová slova

Zalesňování, zemědělské půdy, borovice lesní, Alginit, výškový růst

Doporučené zdroje informací

- HATLAPATKOVÁ L., PODRÁZSKÝ V. 2011. Obnova vrstev nadložního humusu na zalesněných zemědělských půdách. Zprávy lesnického výzkumu, 56: 228 – 234.
- KACÁLEK D., NOVÁK J., ŠPULÁK O., ČERNOHOUS V., BARTOŠ J. 2007. Přeměna půdního prostředí zalesněných zemědělských pozemků na půdní prostředí lesního ekosystému – přehled poznatků. Zprávy lesnického výzkumu, 52: 334-340.
- NOVÁK J., SLODIČÁK M. 2006. Opad a dekompozice biomasy ve smrkových porostech na bývalých zemědělských půdách. In: Neuhöferová, P. (ed): Zalesňování zemědělských půd – výzva pro lesnický sektor. Kostelec n.Č.l., 17.1.2006, ČZU: 155-162.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J. 2008. Rychlost obnovy charakteru lesních půd na zalesněných lokalitách Orlických hor. Zprávy lesnického výzkumu, 53: 89 – 93.
- VACEK S., SIMON J. ET AL. 2009. Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. Lesnická práce, s.r.o., vydavatelství a nakladatelství, Kostelec nad Černými Lesy: 784 s.
- VOPRAVIL, J., KHEL, T., VRABCOVÁ, T., NOVÁK, P., NOVOTNÝ, I., HLADÍK, J., VAŠKŮ, Z., JACKO, K., ROŽNOVSKÝ, J., JANEČEK, M., VÁCHA, R., PIVCOVÁ, J., KVÍTEK, T., NOVÁK, P., FUČÍK, P., ČERMÁK, P., JANKŮ, J., PÍRKOVÁ, I., PAPAJ, V., BANÝROVÁ, J. Půda a její hodnocení v ČR díl I. 1. vyd. Praha: VÚMOP, 2009. 148 s. ISBN 978-80-87361-02-3
- VOPRAVIL, J., KHEL, T., VRABCOVÁ, T., NOVÁK, P., NOVOTNÝ, I., HLADÍK, J., VAŠKŮ, Z., JACKO, K., ROŽNOVSKÝ, J., PÍRKOVÁ, HAVELKOVÁ, L., STŘEDA, T., VOLTR, V. Půda a její hodnocení v ČR díl II. 1. vyd. Praha: VÚMOP, 2011. 150 s. ISBN 978-80-87361-08-5.

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FLD

Vedoucí práce

prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra pěstování lesů

Elektronicky schváleno dne 14. 2. 2018

prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 15. 2. 2018

prof. Ing. Marek Turčáni, PhD.

Děkan

V Praze dne 16. 04. 2019

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma **Zakládání kultur borovice lesní na zalesněných zemědělských půdách – lokalita Předboj, Polabí** vypracoval samostatně pod vedením prof. Ing. Viléma Podrázského, CSc. a použil jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Jsem si vědom, že zveřejněním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze dne.....

Podpis autora

Na tomto místě bych rád poděkoval vedoucímu diplomové práce prof. Ing. Vilému Podrázskému, CSc za ochotu a odbornou pomoc a Ing. Rostislavovi Lindovi za odborné konzultace. Dále bych chtěl poděkovat své rodině a blízkým za morální i finanční podporu v průběhu celého studia.

Abstrakt

Tato práce hodnotí význam zalesňování zemědělských půd a vliv meliorační hmoty alginitu na růst a ujmavost výsadby borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Výzkum v nížinné oblasti Polabí nedaleko obce Předboj probíhá souběžně na dvou výzkumných lokalitách založených na jaře roku 2013. Celkově se na lokalitě U hnojiště nachází 23 větších ploch a 4 menší plošky, z nichž se borovice lesní vyskytuje na 7 plochách a 2 ploškách. Dohromady zde bylo vysazeno 3022 jedinců borovice lesní. V roce 2018 byly pomocí výškoměrné latě měřeny výšky všech jedinců za poslední dva roky (2017–2018) a z těchto hodnot byly vypočteny přírůsty. Kromě toho byla na všech stromech hodnocena kvalita a zdravotní stav. Nejvyššího přírůstu za roky 2017 a 2018 dosáhla borovice lesní ve variantě bez aplikovaného alginitu. Naopak nejnižší přírůst byl zjištěn na plochách s menším množstvím, tedy 0,5 kg alginitu na sazenici. Varianta s větším množstvím alginitu (1,5 kg na sazenici) nabývala hodnot blízkých celkovému průměru. Obdobných výsledků dosahuje i mortalita. Varianta bez meliorace a varianta s větším množstvím alginitu se statisticky významně neliší, i když mají nemeliorovaní jedinci v průměru nejnižší mortalitu ze všech. Avšak značně vyšší mortality dosahuje borovice s nižší dávkou alginitu. Vliv alginitu po 5 letech od výsadby je tak minimální, spíše záporný. To může být způsobeno stanovištěm, které je U hnojiště bohatší s extrémními podmínkami z hlediska vláh.

Klíčová slova: Zalesňování, zemědělské půdy, borovice lesní, alginit, výškový růst

Abstract

This thesis evaluates the importance of afforestation of agricultural lands and the influence of fossil sedimentary material alginite on the growth and survival rate of Scots pine (*Pinus sylvestris*) plantation. Research in the lowland area of the Elbe River near the village of Předboj has been conducted simultaneously in two research sites established in spring 2013. Overall there are 23 plots and 4 smaller plots at the site called “U hnojiště“, where the pine forest is planted at 7 larger plots and 2 smaller plots. There were planted 3022 Scots pine trees at this site. In 2018, the height of all individuals over the last two years (2017–2018) was measured by altimetry laths and increments were calculated from these values. In addition, all trees were evaluated for quality and health. The highest growth in 2017 and 2018 was achieved by the Scots pine without applied alginite. Conversely, the lowest increments were found in areas with less than 0.5 kg alginite per seedling. The variant with a larger amount of alginite (1,5 kg per seedling) reached values close to overall average. The results of mortality seem to be similar. The variant without amelioration and the variant with higher amount of alginite are not significantly different, but the Scots pine with lower alginite dose reaches considerably higher mortality. The influence of alginite seems to be minimal at the case, rather negative. This can be caused by the rich habitat with extreme moisture conditions.

Key words: Afforestation, agricultural lands, Scots pine, alginite, height growth

Obsah

1	Úvod	11
2	Cíle	12
3	Rozbor problematiky	13
3.1	Charakteristika dřeviny – borovice lesní (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	13
3.1.1	Ekologie.....	13
3.1.2	Rozšíření	14
3.2	Pěstování borovice lesní	15
3.2.1	Výchova borových porostů	16
3.2.2	Výchova borových mlazin.....	16
3.2.3	Probírky v borových porostech	18
3.3	Obnova borovice lesní	19
3.3.1	Přirozená obnova	19
3.3.2	Umělá obnova	21
3.4	Holiny – růst kultur	22
3.4.1	Příprava holin pro zalesňování	22
3.4.2	Technologie zalesňování.....	23
3.4.3	Prostorové uspořádání dřevin	26
3.4.4	Péče o kultury.....	27
3.5	Přihnojování	28
3.5.1	Alginit.....	29
3.6	Zalesňování zemědělských půd.....	29
3.6.1	Historie zalesňování zemědělských půd.....	30
3.6.2	Důvody zalesňování zemědělských půd.....	30
3.7	Živiny a vývoj lokality.....	32
3.7.1	Koloběh živin	32
3.7.2	Vývoj zalesněné zemědělské půdy.....	33
4	Metodika	36

4.1	Popis lokality	36
4.2	Založení kultur	37
4.3	Měření.....	38
4.4	Statistické zpracování	39
5	Výsledky.....	41
5.1	Výška	41
5.2	Přírůst	44
5.3	Mortalita	49
5.4	Kvalita	51
6	Diskuze	53
7	Závěr.....	55
8	Zdroje.....	56
8.1	Literatura.....	56
8.2	Legislativa	62
8.3	Internetové zdroje	62
8.4	Software.....	62

Seznam tabulek, obrázků, grafů

Tabulka 1: Obsah živin v asimilačních orgánech borovice lesní dostatečný z hlediska výživy (Podrázský 2014).	33
Tabulka 2: Vývoj aritmetických průměrů výšek porostu v období 2012–2018 podle množství aplikovaného alginitu.....	41
Tabulka 3: Statistické zhodnocení výšek v roce 2017 podle použití alginitu. ...	43
Tabulka 4: Statistické zhodnocení výšek v roce 2018 podle použití alginitu. ...	44
Tabulka 5: Výsledky Shapiro-Wilkova testu pro přírůst.	44
Tabulka 6: Statistické zhodnocení celkového přírůstu podle variant.	45
Tabulka 7: Statistické zhodnocení přírůstu v roce 2017 podle variant.	47
Tabulka 8: Statistické zhodnocení přírůstu v roce 2018 podle variant.	48
Tabulka 9: Vyhodnocení mortality podle jednotlivých variant.	50
Tabulka 10: Kvalita jednotlivých stromů v roce 2018 podle variant.	51
Obrázek 1: Umístění lokality na mapě (geoportal.cuzk.cz).	36
Obrázek 2: Rozvržení výzkumné plochy s rozlišením dřevin a variant (Korčák 2017).....	37
Graf 1: Vývoj aritmetických průměrů výšek podle množství použitého alginitu v letech 2012–2018.....	42
Graf 2: Krabicový graf celkového přírůstu podle variant.....	46
Graf 3: Krabicový graf přírůstu v roce 2017 podle jednotlivých variant.	47
Graf 4: Krabicový graf přírůstů v roce 2018 podle varianty.	49
Graf 5: Celková mortalita (2013-2018) podle varianty.....	50
Graf 6: Kvalita jedinců podle variant aplikovaného alginitu v roce 2018.....	52

1 Úvod

Změna krajinného rázu je přirozeným jevem, který před zásahem člověka působily převážně přírodní procesy, jako jsou disturbance či klimatické změny. Zhruba před 6 000 lety se začal projevovat vliv člověka, a to především odlesňováním za účelem získání prostoru pro stavbu sídel a zemědělskou půdu (Williams 2000). Oproti tomu v období válek a morových epidemií se vzhledem k vyliďňování sídel výměra lesa navyšovala. Později si člověk začal uvědomovat velmi špatný stav lesů způsobený neregulováním lesní těžby, a tak začala vycházet první nařízení proti jejich devastování. Od konce 19. století se vzhledem ke špatnému stavu půdy začala navyšovat výměra lesních porostů a zároveň se z důvodu nedostatku dřeva zintenzivnilo lesní hospodaření (Špulák, Kacálek 2011). V současné době činí výměra zemědělské půdy na našem území asi 4 204 000 ha a lesní pozemky zabírají okolo 2 673 000 ha (ČUZK 2019). Podle Neuhöferové ed. (2006) je však asi 350 000 ha zemědělských půd nevyužívaných.

Zalesnění zemědělské půdy může mít ekologickou nebo ekonomickou motivaci. Les plní důležitou krajinnotvornou funkci, především v krajině s nízkou lesnatostí. Vhodným výběrem lokality tvoří porost územní systémy ekologické stability. V podobě remízky se stává vhodným prostředím pro zvěř či rostliny. Dále je vhodné zalesňovat na místech ohrožených erozí. Pro vlastníka pozemku může mít zalesňování význam i z hlediska ekonomické stránky, pokud je vhodné přeměnit zemědělskou půdu s nízkým výnosem na lesní porost, který se svou dřevoprodukční funkcí stane výhodnějším (Vacek et al. 2009). Jednou z hlavních motivací přeměny zemědělské půdy na lesní jsou také dotace na založení lesního porostu, péči o něj a náhrady za ukončení zemědělské výroby (nařízení vlády č. 239/2007 Sb.).

Zalesnění bývalých zemědělských půd naráží na problémy spojené s předchozím využíváním. Vzhledem k degradaci půd nebo absenci některých živin se může stát překážkou pro založení nového porostu. Z těchto důvodů se při zakládání kultur využívá chemických meliorací (Vacek et al. 2009). Jednou z možností je aplikace sedimentární horniny zvané alginit, která se v současnosti využívá v zemědělství, ale i v lesnictví (Kulich et al. 2001). Jeho výhodou je vysoký obsah živin potřebných pro růst lesních kultur.

Konkrétně se jedná o fosfor, draslík, vápník a hořčík (Tužinský et al. 2015). Asi 6 km severně od okraje Prahy, nedaleko obce Předboj v Polabí, byla v roce 2013 založena zkusná plocha s výsadbou kultur borovice lesní, dubu letního, dubu červeného a javoru mléče. Na těchto výsadbách byl v různých dávkách aplikován právě alginit za účelem zlepšení ujímavosti a odrůstání kultur (Podrázský et al. 2017).

Tato diplomová práce se v literární rešerši zabývá pěstováním borovice lesní obecně a zároveň zhodnocuje zalesňování zemědělských půd a jeho vztah k půdě. Zabývá se vhodností využití kultur borovice lesní pro zalesňování zemědělských půd. Porovnává vliv aplikovaného alginitu na 5letý porost s kontrolními plochami.

2 Cíle

Práce má za cíl analyzovat význam zalesňování zemědělských půd v současné době podle různých druhů zájmu. Zhodnocuje sledovanou lokalitu po její dendroekologické stránce. Dále vyhodnocuje stav růstu a vývoj kultury borovice lesní za období 2013–2018, spojený s aplikací meliorační hmoty Alginit v různých dávkách, a to především za poslední dva roky. Za daných stanovištních podmínek se snaží o posouzení přínosu zalesňování zemědělské půdy pro krajinu.

3 Rozbor problematiky

3.1 Charakteristika dřeviny – borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.)

Borovice lesní se spolu s břízou začala do střední Evropy šířit díky mírnému oteplení v pozdním glaciálu, před přibližně 10 000 let, v obdobích zvaných bölling a alleröd. Na počátku boreálu, asi před 8 000 lety, se borovice lesní šířila dále, avšak s následným oteplením ustupovala smíšeným doubravám, v horských oblastech pak smrku (Ložek 2011). V tomto období se borovice dostává na současná reliktní stanoviště (Musil, Hamerník 2007). Od doby neolitu, na našem území asi před 6 000 lety, je les významně omezován a transformován člověkem, který půdu využívá pro zemědělství a rozšiřování svých sídel (Williams 2000). Na konci 18. století byla u nás borovice lesní s rozvojem lesního hospodářství hojně využívána, později ji však nahradil smrk ztepilý (Sloup 2010). Borovice se v České republice v současnosti vyskytuje na 16,3 % celkové plochy porostní půdy. Podle rekonstruované skladby přirozených lesních společenstev by tvořila pouze 3,4 % našich lesů. Zároveň byla stanovena ekonomicky a ekologicky optimalizovaná doporučená hodnota podílu borovice lesní na 16,8 % (Zpráva 2018).

3.1.1 Ekologie

Borovice lesní je výrazně světlomilná dřevina špatně snášející zastínění, což je příčinou jejího omezeného výskytu v přirozených lesích (Musil, Hamerník 2007). Jedná se o pionýrskou dřevinu, která nedokáže růst v zapojených porostech a obnovovat se přirozeně v zástinu (Úradníček et al. 2009). Z pohledu klimatu dokáže borovice lesní růst ve velmi rozličných oblastech, a to s vegetační dobou dlouhou 90–200 dní a s průměrnými srážkami čítajícími od 200 do 1780 mm ročně. Těžiště jejího areálu má klima převážně kontinentální (Musil, Hamerník 2007). Roste na podmáčených, ale i extrémně suchých stanovištích, neboť je schopná čerpat vodu i z větších hloubek (Úradníček et al. 2009). Borovice lesní není náročná na půdu, dokáže růst na písčitéch i kamenitých chudých a mělkých půdách. Roste na vápencích, silikátových horninách, na hadcích, ale i rašelinách a bažinách. Je schopna

vyklíčit i ve skalních štěrbinách. (Skalický 1988b). Borovice lesní se jako pionýrská dřevina dokáže velice dobře obnovovat na odkrytých minerálních půdách holých ploch, které nemají souvislou vrstvu surového humusu (Musil, Hamerník 2007). Pokud je pěstována na živných půdách, dosahuje vyššího vzrůstu, ovšem v přirozených podmínkách bývá v těchto oblastech vytlačována stín snášejícími klimaxovými dřevinami (Úradníček et al. 2009).

3.1.2 Rozšíření

Areál borovice lesní se přirozeně rozkládá na podstatné části Eurasie. Její areál je nejrozlehlejší ze všech druhů borovic na světě. Nejzápadněji se borovice vyskytuje na severozápadě Pyrenejského poloostrova (5° – 7° z. d.) a nejvýchodněji až v Rusku, na pobřeží Ochotského moře (140° v. d.) (Musil, Hamerník 2007), což činí vzdálenost asi 14 000 km (Giertych, Mátyás eds 1991). Z nejsevernějšího místa výskytu na severu Skandinávie, na hranici tundry a lesotundry (70° s. š.), na nejižnější místo areálu, ležící v mediteránním pohoří Sierra Nevada ve Španělsku (37° s. š.) (Musil, Hamerník 2007), je to asi 2 700 km. Od Skandinávie po poloostrov Kola se severní hranice drží arktické hranice lesa, ale dále na východ směřuje jižněji. Jižní hranice je ovlivněna vlhkostními a edafickými podmínkami a antropogenními vlivy. Přesto je borovice lesní jehličnanem, který proniká nejdále do stepí. Přestože oproti jiným borovicovitým nevystupuje tolik do hor, na některých jižních stanovištích může pronikat i do vyšších nadmořských výšek. Tato území bývají obvykle izolována a borovice lesní je zde reliktem z doby ledové. Takováto území se nachází v Grampianech, v pohořích na Pyrenejském poloostrově, v severních Apeninách, na Balkánském poloostrově, na poloostrově Krym, na Kavkaze a v severní Anatolii. Ve vyšších nadmořských výškách na chudých stanovištích se vyskytuje borovice lesní pod horní hranicí lesa, ale roztroušeně roste i nad ní. Nejvyšších poloh dosahuje v jižních pohořích (Kavkaz – 2 600 m n. m., Alpy – 2 400 m n. m.) (Giertych, Mátyás eds 1991).

Borovice lesní byla na území ČR původně rozšířena převážně v mezofytiku. V nejvyšších polohách v montánním stupni dosahovala na Šumavě výšek lehce přes 1 000 m n. m, vyskytovala se tu ale pouze roztroušeně (Musil, Hamerník 2007). Na našem území se vyskytuje hercynský

ekotyp borovice lesní. Roste zde ostrůvkovitě v pahorkatinách, nižších pohorích na skalách a sutích. Reliktní bory se nacházejí v nižších polohách na písčítých a mělkých suchých půdách. Ty se vyskytují např. ve Slavkovském lese na hadci, pískovcových skalách severovýchodních Čech, v Polabské nížině na píscích, v balvanitém podhůří Šumavy a rašelinných půdách Třeboňské pánve. Reliktní bory můžeme na Moravě najít na skalách Českomoravské a Dražanské vysočiny, v hluboce zaříznutých údolích Jihlavy, Oslavy, Rokytné a Dyje a na vápencových a písčítých půdách jižní Moravy. Ovšem antropogenně je vysazována na daleko větším území (Úradníček et al. 2009).

3.2 Pěstování borovice lesní

Borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) je podle zelené zprávy (2018) s 16,3 % porostní půdy druhou nejrozšířenější dřevinou České republiky. Přirozené rozšíření borovice na našem území je podmíněno spíše specifickými půdními podmínkami než klimatickým stupni. Samostatně se vyskytuje pouze na přirozených borových stanovištích a oglejených chudých stanovištích v nižších až středních polohách. Je však nenáročná na vodu a živiny, tudíž může být pěstována na rozličných stanovištích. Hospodářsky cenné porosty nalezneme jen na některých přirozených stanovištích (Slodičák et al. 2013). Borovici lesní lze vylišovat jako nížinnou a náhorní. Dále tvoří borovice regionální populace, tzv. ekotypy, podle svého původu. Tyto populace se vyznačují typickými vlastnostmi, růstovými charakteristikami a různou jakostí dřeva. Existuje např. borovice jihočeská (třeboňská), šumavská (stožecká), polabská, týnišťská (východočeská), západočeská, severočeská a další (Šindelář et al. 2007).

Problémem pěstování borových porostů může být mokrý sníh. Borovice sice neroste na územích s tak velkým výskytem mokrého sněhu, avšak pokud tato situace nastane, mokrým sněhem značně trpí. Pokud je borovice vysázena v užším sponu, může to v případě zanedbání výchovy znamenat více labilních jedinců, a tedy ohrožení sněhem. Odolnost vůči sněhu se v kvalitních porostech v Polabí zajistí odstraněním až 50 % jedinců v prvotních zásazích. S věkem je však význam zásahů k zajištění stability méně výrazný (Novák et al. 2013). Dalším škodlivým činitelem je rez borová, která ohrožuje především starší

borovice. Projevuje se postupným zasycháním a odumírání vrcholků až celých jedinců, což může vést k významnému proředění porostu. V tomto případě je vhodný negativní zdravotní výběr poškozených jedinců (Poleno et al. 2009).

3.2.1 Výchova borových porostů

Cílem výchovy borových porostů je zlepšení kvality a odolnost vůči stresu. Borové porosty vzhledem k vlastnostem borovice reagují na zásahy pomaleji a méně výrazně, než např. smrk. Pokud je zásah příliš silný, může být dlouhodoběji snížen přírůst. Slabé zásahy mají negativní vliv na mikroklima v mladších porostech (Slodičák et al. 2013).

Pokud je borovice obnovována přirozeně, není většinou potřeba zvláštní péče o nárost. Mohou se odstranit předrostlíci, obrostlíci a nežádoucí dřeviny z náletu. Mezery v nárostu je třeba doplnit vysázením vhodných listnáčů, které plní funkci meliorační (Slodičák et al. 2013). Při umělé obnově se prostokořenné sazenice vysazují v minimálních počtech 8 000–9 000 na 1 ha (Vyhláška č. 139/2004 Sb.). Kromě pravidelných ročních terminálních a postranních přeslenovitých výhonů se mohou u borovice objevit i letní tzv. „jánské výhony“ a proleptické výhony. Proleptické výhony způsobují zakřivení kmínků borovic. Při větším počtu netvárných jedinců je vhodný negativní výběr s doplňováním a vylepšováním kultur nebo preventivní tvarový ořez (Nárovec 2000).

Jelikož je při výchově borovice lesní žádoucí vytvářet stejnověké, výškově nediferencované porosty, odstraňují se v prvních zásazích předrostlíci a obrostlíci. Dále se zasahuje do podúrovně, čímž je snížena hustota a zajištěn dostatečný přísun srážek pod porost. Předrůstaví jedinci se odstraňují jen do doby, kdy je možné vylišit netvárné jedince, tedy do zapojení porostu. Silnější pozitivní zásahy je tak možné dělat pouze ve fázi zapojující se mlaziny (Slodičák et al. 2013).

3.2.2 Výchova borových mlazín

Vzhledem k tomu, že borovice lesní je slunnou dřevinou, jejíž běžný roční výškový přírůst dosahuje maxima v 10–15 letech, nabývá její běžný objemový přírůst nejvyšších hodnot již během třetí dekády věku. Pokud má borovice dostatek světla, dochází ke kulminaci i dříve. Zároveň se s prosvětlením tvoří

silnější větve a koruna má rozložitější charakter. Naopak s hustším porostem dochází k usychání větví ve spodní části kmene (Poleno et al. 2009). Pokud uvolňujeme borovici v mladším věku, dochází ke kladné reakci, oproti tomu pozdější zásahy mohou způsobit i růstovou depresi (Korpeľ et al. 1991).

Výchova borových mlazín se provádí odlišně pro nížinný a pro horský ekotyp. U horského ekotypu se postupuje podle výchovy smrku. Pokud je zde borovice ve směsi, zamezuje se jejímu předrůstání ostatních dřevin. V případě nížinné borovice se zasahuje do horní vrstvy negativním výběrem, kdy se odstraňují obrostlíci a předrostlíci. Cílem výchovy je dosáhnout vysoké kvality bez suků, proto se již od mlazín posuzuje kvalita porostu. Porosty by měly být husté a rovnoměrné a zásahy by se měly provádět s nižší intenzitou již od 6 let. Důležité je odstraňovat nekvalitní jedince i za cenu vzniku mezer, neboť s pozdějšími zásahy bude mezera větší a hrozí riziko vzniku obrostlíků z kvalitních jedinců. Možným zásahem je i setnutí vršku u obrostlíků. Jedinec je tak ponechán naživu a zároveň tvoří podporu porostu. Zásahy v mlazínách jsou mírné, do 10 %. Snahou je udržet porost hustý a výškově nediferencovaný. Pokud je však porost řídký, je snahou zachovat tvárné předrostlíky i za cenu vyšší sukatosti (Poleno et al. 2009).

V borových mlazínách je vhodné diferencovat pročistky do tří kategorií. V kategorii A, která je tvořena vhodnými proveniencemi na kvalitních stanovištích, se doporučuje poprvé zasahovat ve věku 6–8 let. Je vhodné nadúrovňovým výběrem zajistit výškovou vyrovnanost a napomoci zkvalitnění úrovně vrstvy. Nedoporučuje se příliš silný zásah rozvolňující korunovou úroveň. Se zásahy v nižších věkových třídách se pokračuje na konci období mlaziny. Do kategorie B bývají zařazeny horší provenience na lokalitách ještě vhodných pro pěstování borovice. První zásah je u této kategorie vhodný později, než v kategorii A, a to při výšce 2–3 m. Umístění je přibližně podobné, ale provedený zásah bývá silnější. Pokud je borovice pěstována na nevhodných stanovištích s použitím nevhodných proveniencí, je zařazena do kategorie C. První zásahy se uskutečňují později než u kategorií A a B a jsou umístěny do nižších výškových tříd s cílem prodloužení pěstebního intervalu. Ponechávání jsou nejvyspělejší jedinci bez ohledu na jejich kvalitu (Korpeľ et al. 1991).

U přirozené obnovy je možné zasahovat do podúrovně za účelem maximalizace produkce, nebo úrovnovým zásahem snížit náklady nižším počtem těžných jedinců. Zásahem se neovlivňuje ani tak výška, jako štíhlostní kvocient, což je vhodné, ba zásadní při ohrožení mokrým sněhem a větrem. Výchovné zásahy pak mají pozitivní vliv na tloušťkový přírůst největších a nadějných jedinců (Sloup, Lehnerová 2016).

3.2.3 Probírky v borových porostech

V borových porostech mají největší vliv zásahy ve fázi mlazin a na počátku probírek, tedy tyčkovin. V tomto věku je však kvalita dřeva ještě nízká, neboť je malý podíl tlustého cenného dřeva jakostních tříd I., II a III A., zatímco většinu produkce tvoří nekvalitní průmyslové dříví. Pro zvýšení kvality jsou třeba cílevědomé negativní prořezávky a ke zvýšení tloušťky dříví se provádí pozitivní probírky (Poleno et al. 2009).

Původně byla borovice pěstována ve vysokých hektarových počtech sazenic čítající až 40 000 jedinců. V porostu byly vykonávány slabé prořezávky, čímž měla být zajištěna vyšší kvalita jedinců, a to díky čištění kmene od větví v přehuštěných porostech. Tato výchova ovšem znamenala nízkou stabilitu porostu. V současnosti je doporučeno začít se silnými zásahy v mlazinách a následně pokračovat mírnými probírkami, čili odstupňovanou porostní výchovou. Dále je vhodné se snažit zaměřit na výběrné probírky s podporou kvalitních mytních jedinců (Poleno et al. 2009). Pozdější zásahy, asi po 30letech, již příliš neovlivňují produkci, výčetní tloušťku, ani štíhlostní kvocient (Dušek et al. 2011). V době před obnovou je pak vhodné několik decenníí ponechat porost v klidové fázi. Tento nový koncept předpokládá nižší hektarové počty sazenic (asi 10 000), případně brzké zredukování, optimálně do fáze mlaziny. Následně se vykonávají silnější zásahy v období tyčovin, kdy se podle pěstebních cílů rozhodne o požadované kvalitě. Zatímco porosty s průměrným sukatým dřívím pro stavební účely jsou vychovávány silnými zásahy do podúrovně nebo úrovně bez vyvětlování, je-li cílem cenné dříví, vybere se při výčetní tloušťce 15 cm asi 250 cílových jedinců. Tyto stromy jsou posléze vyvětveny a podporovány probírkami. U obou kvalit porostů se s časem snižuje intenzita zásahů a káceny jsou již jen jedinci se špatnou vitalitou.

Při dosažení střední výšky 25 m je na ploše pouze cílových 250 jedinců, kteří jsou ponecháni těžebnímu klidu (Poleno et al. 2009).

Je nutné brát v potaz napadení borových porostů rzí borovou (*Cronartium flaccidum*). Ta je může výrazně prosvětlit a vytvořit tak mezery (Poleno et al. 2009). Doporučuje se odstraňovat napadené jedince nebo jejich větve z porostu (Chalkley 2010). Na začátku výchovy porostu je ještě možné ponechat počty jedinců bez úprav, ale ve druhé polovině je vhodné navýšit počet stromů pro případ napadení nebo využít vhodných přimíšených dřevin pro zaplnění mezer. Tyto dřeviny jsou vhodné pro případ rozpadu porostu i jako spodní patro tvořené stinnými druhy (Poleno et al. 2009).

3.3 Obnova borovice lesní

Podle Korpeľa et al. (1991) je obnova lesního porostu jednou z nejdůležitějších činností v pěstování lesa, nacházející se na pomezí dvou generací porostu. Rozlišuje se obnova přirozená, jež v současné době činí v České republice asi 18 % a převažující umělá obnova s 82 % (Zpráva 2018). Pokud jsou v porostu využity oba typy obnovy, jedná se o tzv. kombinovanou obnovu (Korpeľ et al. 1991). Borovice lesní může být hospodářsky využitelnou dřevinou v asi 60 ze 170 SLT, ale využití přirozené obnovy je zde slabé až průměrné (Šindelář 2004). Přesto je vhodné k obnově maximálně využívat přirozeného zmlazení (Kriegel 1998).

3.3.1 Přirozená obnova

Přirozená obnova lesního porostu může být buď semenná (generativní) nebo výmladková (vegetativní). U borovice lesní se využívá pouze generativní přirozená obnova. Mezi nejdůležitější předpoklady přirozené obnovy patří přítomnost dané dřeviny na lokalitě v dostatečném počtu a kvalitě, dále vhodný stav půdy a příznivé makro- i mikroklima pro klíčení semene, jeho vzejití a přežití semenáčků (Korpeľ et al. 1991). Důležitý pro přirozenou obnovu je semenný rok, který bývá u borovice lesní průměrně jednou za čtyři roky (Hlavová 2004).

U borovice lesní není v našich podmínkách příliš využívána přirozená obnova, jako je tomu například ve Skandinávii, kde může činit až 25 %.

Významnou roli hraje přirozená obnova pro zachování genových zdrojů regionálních ekotypů borovice. Přirozená obnova borovice je z ekologického hlediska závislá na tvorbě květních orgánů, produkci semen, počasí, ale i půdě, stavu vegetace a rozvolněnosti porostu. Výhodou je dobrá fruktifikace v podmínkách střední Evropy (Šindelář 2004). Obnova lesa je také otázkou technologickou (Bílek et al. 2017). Jelikož je borovice pionýrskou světlomilnou dřevinou, je její obnova realizována především na holinách (Bílek et al. 2018). Ze studie Hånell et al. (2000) vyplývá, že náklady při holosečném způsobu jsou většinou nižší, zatímco produktivita je vyšší než u způsobu podrostitního, což je způsobeno především delší dojezdovou dobou s menším počtem stromů. Jelikož se borovice u nás objevuje v rozličných podmínkách, lze provádět přirozenou obnovu holosečným způsobem, násečným způsobem, kotlíkovou sečí, velkoplošnou i maloplošnou clonnou sečí, až výběrem skupinovitým, či jednotlivým (Bílek et al. 2017).

Přirozená clonná obnova nemá v našich podmínkách zatím takové využití, ovšem lze předpokládat, že vzhledem ke klimatickým změnám může být více využívána. Hlavními faktory pro úspěšnou clonnou obnovu jsou výška buřeně, hustota mateřského porostu a rozmístění náletu. Pokud je výška buřeně do 15 cm může mít i pozitivní vliv pro následný porost (Bílek et al. 2018). Semenáčky borovice se mnohem lépe uchytí, pokud je půda zbavena povrchového humusu. To souvisí i s požáry, které napomáhají uchycení borovice (Hille, Ouden 2004). Podle Ulbrichové et al. (2018) se přirozené zmlazení dostavuje při výčetní kruhové základně pod 25 m².ha⁻¹, což je způsobeno sníženou dostupností difúzního záření.

Holiny lze přirozeně obnovovat bočním náletem, kdy se v borovém porostu vytvoří úzká holina o šířce 30–40 m. Následně se připraví půda zraňováním či naoráváním. Uvolňovací zásahy by se v porostu měly vykonávat kvůli vystavení vrcholků i bočních částí korun slunečnímu záření. Do porostů vzniklých bočním náletem je možno vnášet i hloučky jiných cílových dřevin. Dalším přístupem přirozené obnovy na holé ploše je využití tzv. výstavků. Jako zdroj osiva se vybírá 20–30 jedinců na hektar. Ty je dobré vybírat v hloučkách, nikoliv jednotlivě, neboť by se zvyšovala pravděpodobnost samoopylení (Šindelář 2004).

3.3.2 Umělá obnova

Výhodou umělé obnovy je možnost uskutečňovat své cíle bez ohledu na mateřský porost. Umělá obnova se uskutečňuje buď výsevem semen na obnovovanou plochu, nazývaném síje, nebo vysazováním sazenic zvaným sadba (Korpeří et al. 1991). V současnosti je na našem území kolem 80 % porostů obnovováno uměle, z toho jen okolo 5 % sítí a zbytek sadbou (Zpráva 2018).

Pokud je nově vysazovaný porost chráněn, respektive shora cloněn dospělým, jedná se o umělou obnovu pod porostem, tzv. podsadbou. Její výhodou je oproti přirozené obnově časové hledisko, kdy není třeba vyčkávat na semenný rok. Nevýhodou oproti přirozené obnově jsou vyšší náklady na práci a zalesnění. Významná může být i ochrana nově vysázeného porostu při těžbě toho mýtního. Podsadeb pod porostem se využívá na stanovištích zamokřených a silně zabuřeňujících (Korpeří et al. 1991).

Zakládání kultur při holosečné obnově lesních porostů je v principu velmi podobné zakládání lesa. Jedním z hlavních znaků obnovy na holé ploše je zhoršení podmínek mikroklimatu, lépe řečeno nárůst extrémů teplotních i vlhkostních. Podmínky prostředí však ovlivňují i holinám blízké okraje porostů. Nejčastěji se na holinách vysazují slunné dřeviny, kterými jsou např. borovice, modřín, dub nebo smrk. Nutné je u slunných dřevin brát v potaz vliv porostní stěny, která se projevuje asi do vzdálenosti poloviny výšky porostu. Ve vzdálenosti poloviny výšky porostu až celé výšky bývají obvykle optimální podmínky, které ale postupně přechází k negativnímu vlivu holiny. Z toho lze vyvodit i optimální šíře holiny, asi 2 porostní výšky (Korpeří et al. 1991). Tuto šíři udává jako maximální povolenou pro holou seč i lesní zákon s výjimkou exponovaných hospodářských stanovišť, kde činí pouze 1 porostní výšku. Zároveň stanovuje zákon maximální velikost holé seče na 1 ha, s výjimkami přirozených borových stanovišť na písčité půdě, přirozených lužních lesů a na nepřístupných horských svazích delších než 250 m, pokud nejsou exponované. V těchto případech je možné žádat o povolení holé seče do 2 ha (Zákon č. 289/1995 Sb.).

Výhodou holosečné umělé obnovy je intenzifikace, možnost lepšího využití infrastruktury, možnost lépe ovlivnit strukturu obnovovaného porostu.

Oproti tomu je nevýhodou změna vlastností povrchových půdních horizontů, narušení koloběhu živin, ohrožení půdy erozí, prostor pro nárost buřeně či náročnost na pěstební postupy. Lze však říci, že je výhodné využít holé seče, pouze pokud stav stanoviště nenabízí jiné možnosti (Korpeľ et al. 1991).

3.4 Holiny – růst kultur

3.4.1 Příprava holin pro zalesňování

Pokud je porost obnovován uměle, zvláště při zalesňování nelesních či devastovaných pozemků, doporučuje se příprava plochy před sadbou nebo výsevem. Ta zlepšuje fyzikální, chemické či biologické vlastnosti připravované půdy (Vacek et al. 2009).

Mechanická příprava spočívá v odstranění nechtěných dřevin, které se v rámci sukcesního náletu dostanou na plochu a na vhodném upravení půdy pro zakládání kulturu (Vacek et al. 2009). Během vegetační sezóny je totiž buřeň schopna dorůst až do 150 cm, a to i s omezeným množstvím sluneční radiace (Libus, Mauer 2009). Pro likvidaci se využívá menších mechanizačních prostředků na odstranění náletu, kterými jsou např. motorové pily, nebo křovinořezy. Případně je možné využít i prostředků, které jsou schopny nežádoucí porost odstranit a rozdrtit na štěpku (Vacek et al. 2009). Tu je možno využít i na mulčování (Vopravil et al. 2017). Výhodou tohoto prostředku je zrychlení rozkladu organického materiálu, snížení výparu nebo utlumení buřeně. Někdy je však lepší keřové formace na ploše ponechat, neboť mohou poskytnout vhodnou podporu pro cílový porost. To platí především u stín snášejících dřevin, pro světlomilné je často vhodné nežádoucí nálet odstranit (Vacek et al. 2009).

Ruční příprava půdy se vykonává kopáním či hloubením jamek a to obvykle v čase sadby sazenic. Vylisuje se jamková, kopečková, záhrobcová, brázdová a pruhová příprava. Mechanická příprava bývá prováděna především tvorbou brázd, pruhů či pásů a využívá se k ní především talířových půdních fréz nebo skarifikátorů (Vacek et al. 2009). U borových porostů se vzhledem k nákladům využívá celoplošné přípravy minimálně a jen na rovinách. U této přípravy by se neměl souviseleji odstraňovat humusový

horizont. Nejvhodnější je pruhová příprava, která je nevhodná na lokalitách ohrožených erozí (Kriegel 1998).

Biologickou přípravou se rozumí využívání pozitivního vlivu melioračních dřevin vhodného pro cílové porosty. Obecně se vzhledem k příznivému ovlivnění cyklů živin používají listnáče, které díky opadu pozitivně ovlivňují tvorbu humusu a posléze tak mají vliv na správnou činnost rhizosféry (Vacek et al. 2009). Minimální podíl melioračních a zpevňujících dřevin je stanoven legislativou (Vyhláška č. 298/2018 Sb.) a má za úkol nedovolit zhoršení porostního stavu, který mohou způsobovat smrkové a borové monokultury, ale i imise, změny klimatu či pozměněný vodní režim (Mikeska, Vacek 2006). Pomocí přípravných dřevin je též možné zlepšit mikroklima na holých plochách, a tím pomoci cílové dřevině. Důležité je brát v potaz ekologické nároky přípravných dřevin a v případě degradovaných a antropogenně poškozených půd i jejich toleranci. Přípravné dřeviny by, na základě využití, měly být v mládí rychle rostoucí, a to kvůli tvorbě mikroklimatu. Měly by být odolné vůči suchu v nižších polohách s deficitem srážek a odolné vůči přebytku vody, v případě zamokřených území. Dále by měly být odolné proti pozdním mrazům a schopné obohatit půdu o živiny díky svému opadu. Přípravné a cílové dřeviny se mohou sázet najednou, nebo též ve dvou fázích (Vacek et al. 2009).

Chemicky se připravují půdy proto, aby se zamezilo nežádanému růstu buřeně, která omezuje cílové dřeviny v boji o prostor, světlo, vláhu nebo živiny. Ovšem chemická příprava je využívána, pouze pokud je buřeň významnou překážkou při zalesňování. Nevýhodou jsou jednak náklady, ale také možné negativní dopady na životní prostředí (Vacek et al. 2009). Tato metoda je tedy využitelná pouze pokud se jedná o vodohospodářsky nepřilíš významnou lokalitu. Lze ji použít na chudších borových stanovištích a v prořídých borových porostech (Kriegel 1998).

3.4.2 Technologie zalesňování

Podle zákona lze naše hlavní hospodářské dřeviny, smrk ztepilý, borovici lesní a modřín opadavý, uměle obnovovat a zalesňovat pouze za použití reprodukčního materiálu, který pochází ze selektovaného, kvalifikovaného

nebo testovaného zdroje reprodukčního materiálu (Zákon č. 289/1995 Sb.). Umělá obnova se provádí buď sítí, nebo sadbou (Vacek et al. 2009).

Pokud se zalesňuje sítí, je možné rozsévat semena celoplošně tzv. plnosítí, kdy obvykle předchází mechanická příprava půdy. Častější je pomístní síje, která může být bodová, využívaná především pro velká semena, jako žaludy, bukvice a kaštiny. Dále existuje síje plošková s výsevem do plošek různého tvaru nebo síje řádková. Samostatnou kategorií je proužková síje využívající předem připravené brázdy. Významná je hloubka výsevu, neboť hluboko umístěná semena nemusí vzejít, zatímco mělký výsev může způsobit usychání. Vzhledem k předpokladu brzkého klíčení je nejvhodnější vysévat na jaře. Mezi výhody zalesňování sítí patří odpadnutí školkařských prací, absence šoku z přesazení a nedeformování kořenového systému. V neposlední řadě i jednodušší nároky na technologii. Nevýhodami může být poškození abiotickými i biotickými faktory, nerovnoměrné podmínky v půdě, větší potřeba chránit výsev proti buřeni, náročnost sběru osiva a nepravidelnost semenných roků (Vacek et al. 2009).

Obvyklejším způsobem zalesňování zemědělských půd je sadba sazenic či semenáčků. Výška používaných semenáčků by měla odpovídat stavu buřeně na ploše a jeho předpokládanému dalšímu vývoji. Obvykle se při nízkém stavu buřeně používají sazenice o velikosti 15–35 cm a na zabuřenělých lokalitách sazenice s dimenzí 36–120 cm (Vacek et al. 2009). U borovice lesní měří semenáčky 10–25 cm, sazenice 15–50 cm a poloodrostky 51–80 cm (Vyhláška č. 29/2004 Sb.). Sadební materiál se rozlišuje na prostokořenné sazenice a krytokořenné, neboli obalované sazenice (Vacek et al. 2009).

Pokud se využívají prostokořenné sazenice, je důležité eliminovat fyziologické poškození, především vysychání kořenů při manipulaci. U jedinců s vodním deficitem byla prokázána vyšší mortalita (Kriegel 1998). Nejčastěji jsou v našich podmínkách využívány sazenice prostokořenné, které bývají vysazovány tzv. jamkovou sadbou. Ta se skládá z odstranění drnové vrstvy a surového humusu, tvorby jamky o rozměrech 25 × 25 cm až 50 × 50 cm, vložení sazenice s rozprostřenými kořeny do jamky a zasypáním zeminy do výše kořenového krčku (Vacek et al. 2009). Výhodou jamkové sadby je možnost rozložit pravidelně kořenový systém a zamezit tím jeho deformacím (Kriegel 1998). Dalším významným druhem sadby je štěrbínová sadba, která

se provádí tzv. sazečem a je vhodná pro dřeviny s křovitým kořenovým systémem na lehkých půdách. Dalšími metodami jsou koutová, brázdová, kopečková a záhrobcová sadba (Vacek et al. 2009). Při použití sazeče a sázecích strojů dochází k poškození a deformaci starších semenáčků a školkovaných sazenic (Kriegel 1998). Zalesňovat je možné po celý rok kromě zimy. Nejvhodnější i nejčastější je jarní zalesňování. Je nutné využít sazenic, které nejeví známky růstu. Léto je pro výsadbu nebezpečné, pokud nastane teplé počasí s nedostatkem srážek. Poté může být sazenice náchylnější na mechanické poškození a vysychání. Pro letní výsadbu je možné využít jen jehličnany. Na podzim je možné sázet, pokud se jedná o lokality, kde se sníh drží dlouhou dobu. Zimní sázení je vhodné jen pro listnáče a modřín. Výhody sadby spočívají v lepších podmínkách lesních školek, využívání kvalitních technologií a výšková výhoda před buřením. Naopak nevýhodou může být nákladnost lesních školek, oslabení jedince při časté manipulaci, odlišnost prostředí zalesňované plochy a lesní školky a škodlivý vliv vyzvedávání a vysazování (Vacek et al. 2009).

Krytokořenné sazenice mají ještě větší ujímavost, jelikož u nich nedochází k poškozování kořenového systému. Nejčastější je pro krytokořenné sazenice využívání jamkové sadby, vzácně též štěrbinové nebo koutové sadby. Význam obalované sadby je vyšší na mělkých, štěrkovitých a kamenitých půdách, kde se využívá nákladné mechanické přípravy a vyšší ujímavost je tedy žádaná. Dále je možno použít této sadby na minerálně chudých půdách, kde se do kořenového obalu sazenice přidávají deficitní živiny a obvykle je třeba provést i další meliorační opatření. V oblastech ohrožených stresem (mráz, zamokření či imise) je vhodné použít sazenice s nepoškozeným kořenovým systémem. Ovšem na těchto lokalitách je i přesto třeba využít vhodnou technologii, neboť krytokořenné sazenice pouze zvyšují ujímavost. Dalším využitím je dodání mykorrhizních hub na extrémní lokality. Právě umělá mykorrhizace zvyšuje vitalitu i odolnost vysazovaného materiálu. Výhodou je vhodnost vysazovat krytokořenný materiál po celý rok, pokud není zem zamrzlá či období přisušků, tedy v období vegetační sezóny. Výhodou krytokořenné sadby je lepší odolnost proti vlivu extrémních podmínek klimatu i půdy. Vhodné je tedy využití na zahušených, podmáčených, mrazových, vysychavých, degradovaných půdách, ve vyšších nadmořských výškách

a na půdách ovlivněných imisemi (Vacek et al. 2009). Jednoznačným negativem je cena, neboť náklady na krytokořennou výsadbu vychází vždy vyšší, než u prostokořenné (Šišák et al. 2017). Další nevýhodou může být volba přerostlých semenáčků se špatným kořenovým systémem (Vacek et al. 2009).

Borovice lesní bývá vysazována do odlišných hloubek dle stanovištních podmínek, půdní vláhý a omezení působení přísušku. Na písčítých a exponovaných lokalitách se doporučuje sázet jednoleté semenáčky s kořenovým krčkem 2–3 cm pod terénem, starší semenáčky až do 5 cm. Pokud se jedná o živná a zamokřená stanoviště, umisťuje se krček na úroveň terénu. Tolerance vychýlení vysazovaných jedinců od svislé osy kmínku je přibližně do 30° (Kriegel 1998)

3.4.3 Prostorové uspořádání dřevin

Rozmístění výsadeb v prostoru je velmi významné pro úspěšný růst kultur. Většinou se dřeviny vysazují ve skupinách s velikostí hloučku od 25 m² do 0,25 ha. Je obvyklé vysazovat sazenice v pravidelném sponu ve tvaru čtverce, trojúhelníku či obdélníku, jež se snáze zalesňuje a ošetřuje (Vacek et al. 2009). Tvar sponu závisí na záměru vlastníka, zatímco minimální počty jedinců na 1 ha stanovuje vyhláška. Pro borovici lesní jako základní dřevinu se jedná o 9 000 jedinců na ha (Vyhláška č. 139/2004 Sb.). U bývalých zemědělských půd je však třeba zvláště opatrovat porostní okraje, neboť zde je velmi silný vliv bořivých větrů, vzhledem k odtržení plochy od ostatních porostů. Navíc většina dřevin odrůstá na zemědělských půdách rychleji, a je tak méně stabilní. Při tvorbě směsí se hledí především na hospodářský, případně jiný cíl. Z tohoto důvodu ve směsi převládá skupinové smíšení s dominancí hlavní dřeviny. Zároveň je vhodné rozprostřít meliorační dřeviny po celé ploše. Vzhledem k nákladnosti jednotlivého smíšení je nejvhodnější řadové smíšení. Pokud jsou vysazovány dřeviny s výchovným vlivem, je jejich rozmístění určováno nároky hlavních dřevin. Krycí a zpevňující dřeviny jsou vysazovány především řadově. Základními parametry vysazování dřevin ve všech druzích směsí jsou spon a rozestup. Sponem je myšlen tvar, který vysazení jedinci vytvoří. Může být pravidelný, který je výhodnější po technické stránce, nebo nepravidelný používaný při ručním sázení, který má výhodu při volbě

vhodného místa (Vacek et al. 2009). Výhodou čtvercového sponu je lepší rozvoj koruny a odolnost vůči větru, sněhu či erozi. Při používání mechanizace práce je vhodný i spon řadový, obdélníkový (Kriegel 1998). Rozestup je stanoven hustotou kultury, která se volí dle požadavků dřeviny a parametrů stanoviště (Vacek et al. 2009).

3.4.4 Péče o kultury

Důležitá pro růst výsadeb je péče o kultury. Jedná se o mechanická, biologická a chemická opatření vedoucí ke zlepšení růstu, a to především ochranou proti bušení a zvěři. Ochrana proti nežádoucí vegetaci může být vykonávána mechanicky, kdy se uplatňuje vyžínání nebo zašlapávání. Je vhodné tyto zásahy učinit před kvetením plevelu a v případě slunných dřevin ještě jednou v srpnu. U stín snášejších dřevin je možné využít ochranu plevelu. Chemicky se nežádoucí vegetace likviduje herbicidy. Pokud se plocha zalesňuje, je dobré ji ošetřit ještě před zalesněním, v opačném případě se vyžaduje využití vhodných přípravků s vhodnou dobou aplikace. Problémem některých přípravků je znehodnocování vodních ploch a ostatní biocenózy. Důležitá je též citlivost cílových dřevin vůči těmto prostředkům, a proto je žádoucí vhodně kombinovat chemický zásah s mechanickým. V současné době je možné používat glyfosfáty, triclopyr, graminicidy či dichlobenil. Významnou hrozbou na zalesněných plochách je nežádoucí dřevinná vegetace, která cílový porost ohrožuje mechanicky i fyziologicky (Vacek et al. 2009). Ochranou borových výsadeb před nárstem bušeně se zabývali Siipilehto, Lyly (1995), podle nichž nemělo mulčování ani aplikace glyfosfátů či terbuthylazinu takový vliv na buřeň, aby významněji prospěly borové kultuře.

Jelikož houbové nákazy ohrožují porost v celé délce jeho života, je i při péči o kultury možné využívat fungicidy. Důležitá je ale i ochrana vůči hmyzím škůdcům, kteří mohou svým negativním vlivem na asimilační orgány či kořenový systém vážně ohrozit životnost jedince. Nevýhodou napadení v kořenové části je špatná identifikace. U listnáčů a jedle může působit problémy okus zvěří. Ten je způsobena především zvěří vysokou, srnčí, dutorohou a někdy i zaječí. Proti okusu zvěří lze zasáhnout snížením stavu zvěře, oplocenkami, aplikací repelentů na výhony, nebo mechanickou ochranou

z kovu nebo plastu. Nevýhodou jsou náklady. Ochrana vůči abiotickým činitelům závisí už na vhodném složení porostní směsi. Následně je možné vůči těmto činitelům zasahovat především vhodnými hospodářskými opatřeními (Vacek et al. 2009).

V borových kulturách se vyskytuje několik biotických i abiotických činitelů navyšující mortalitu (Nárovcová 2010). Významným hmyzím škůdcem na borových i smrkových sazenicích je kalamitní druh klikoroh borový (*Hylobius abietis*), který je ročně zaznamenáván na přibližně 2 000 ha (Knížek, Liška eds 2018). Nejlepším obranným způsobem proti klikorohovi je pasečný klid (Modlinger et al. 2015). Mezi houbové choroby kultur borovice patří václavka obecná (*Armillaria mellea*). Štěnička et al. (1997) se zabývali sanací infekce kořenových hnilob. Vytrhávání borovic se ukázalo jako neúčinné, neboť porušením docházelo k šíření hniloby. Stejně tak působila negativně i aplikace síranu měďnatého (Štěnička et al. 1997). Dalšími významnými škodlivými činiteli jsou hlodavci, z abiotických činitelů jím může být naoř. sucho (Nárovcová 2010).

3.5 Přihnojování

Jedním z druhů chemických meliorací v lesních porostech je aplikace hnojiva. Ta se dělí na základní hnojení lesních půd zlepšující kvalitu degradovaného stanoviště a operativní hnojení, neboli přihnojování. Využívá se, pokud dojde k latentnímu či chronickému deficitu bioelementů (Poleno et al. 2009). Významné je hnojení lesů v imisemi zasažených horských oblastech, ovšem použití chemikálií bývá považováno za nouzové řešení nápravy (Bartoš, Kacálek 2013). U mladých porostů se většinou látka aplikuje individuálně, zatímco již několik let po výsadbě se užívá aplikace pomístně či celoplošně. Použití hnojiv by mělo být projektováno vždy pro jednotlivé konkrétní plochy (Poleno et al. 2009).

Pro hnojení se využívají jedno či vícesložková hnojiva, která mohou být aplikována v podobě prášku, granulí nebo tablet. Výhoda práškových hnojiv je rovnoměrnost jejich rozptýlu a rychlost rozpouštění. Předností tablet je snadnost dávkování a jejich aplikace. Hnojiva v podobě granulí v sobě snoubí rychlost, snadnost i hygienu. Pokud dojde k poruše výživy dusíkem, používají

se dusíkaté formy, tzv. ledky. Močovina bývá aplikována na půdách s vysokým obsahem organické hmoty. Deficit fosforu lze napravit např. použitím superfosfátů nebo citrofosfátů. K doplnění výživy draslíkem a hořčíkem se využívají síranová draselno-hořečnatá hnojiva (Poleno et al. 2009). K deficitu živin dochází i v případě odstraňování těžebních zbytků namísto jejich ponechání na ploše. V takovém případě byl prokázán pozitivní vliv hnojení dřevěným popelem na sazenice borovice lesní (Remeš et al. 2016).

3.5.1 Alginit

Organicko-minerální látka alginit se nachází na Slovensku v okolí Lučence. Jedná se o přírodninu s dobrými vlastnostmi pro lesohospodářskou činnost, která se vyskytuje v hojném množství a je relativně levně dostupná (Kulich et al. 2001). Alginit vznikl před 3–4 miliony let z fosilní biomasy řas (*Algae*) a rozpadlých tufů vzniklých v období sopečné aktivity. Na těchto kráterech pak žily zelené řasy druhu *Botryococcus braunii*, které byly v anaerobních podmínkách přeměněny a na dně jezera uloženy (Kádár et al. 2015). Alginit obsahuje vysoké množství fosforu, draslíku, vápníku a hořčíku (Tužinský et al. 2015). Díky své organicko-minerální podstatě, obsahu důležitých prvků a své sorpční kapacitě je potencionálně vhodný pro využití v ekologickém lesním hospodářství, a to především jako výživa rostlin, úprava fyzikálně-chemických vlastností lehčích půd, dekontaminace antropogenně poškozených půd a jako sorbent komplexně působící na půdu (Kulich et al. 2001).

3.6 Zalesňování zemědělských půd

Zalesňování může být občas zaměřováno s umělou obnovou, avšak lépe označuje zakládání lesa v místech, kde dříve les nebyl, nebo jím přestal být (Konšel 1940). Hlavní cíle zalesňování zemědělských půd se dělí na ekologické a ekonomické. Ekologické mají za úkol zlepšit krajinu a životní prostředí a uskutečňují se jako územní systémy ekologické stability, které napomáhají systému biocenter a biokoridorů mimo les. V případě nevýhodnosti zemědělských půd jsou cíle přeměny na lesní půdu ekonomické. Jde tedy o důvody spojené se zlepšením využívání dřeva průmyslového, stavebního

nebo energetického (Vacek, Slávik 2006). Významnou motivací v tomto směru jsou také dotace týkající se založení lesního porostu, péče o něj a náhrady za ukončení zemědělské výroby (Nařízení vlády č. 239/2007 Sb.).

3.6.1 Historie zalesňování zemědělských půd

Lesy na území Evropy se do současné podoby začaly formovat po poslední době ledové, tedy zhruba před 10 000 let. Rozšíření jednotlivých druhů dřevin bylo nejprve závislé čistě na povaze klimatu, nicméně disturbance způsobené člověkem jsou známy z období minimálně před 6 000 let. Historicky nejvíce ovlivnil člověk charakter zemského povrchu odlesňováním. Ovšem nedá se říci, že by lesů v historii pouze ubývalo, neboť v dobách válek či moru, kdy četnost populace poklesla, je prokázán nárůst lesní plochy (Williams 2000). To zapříčinilo spontánní vývoj lesa na nelesních půdách. Ve středověku, kdy došlo k rozvoji zemědělství, byla potřeba z důvodu úbytku lesní půdy les znovu obnovovat. Dokud nebylo lesnictví ukotveno v legislativě, záviselo hospodaření na konkrétním majiteli či správci. Z tohoto důvodu došlo k vydání prvních právních norem omezujících devastování lesa. Zvyšování výměry lesní půdy bylo nejprve spojeno se zpřesněním evidence. Počátkem 80. let 19. století vešel po devastujících povodních v platnost vodní zákon č. 117/1884 ř. z., díky kterému došlo k zalesnění devastovaných a extrémních stanovišť. Od 20. století se zvyšuje výměra lesní půdy na úkor méně úrodné zemědělské půdy (Špulák, Kacálek 2011).

3.6.2 Důvody zalesňování zemědělských půd

Vlivem zvýšeného zájmu o životní prostředí, dočasnému nadbytku zemědělské půdy a vzhledem k jejímu využití je v současné době trendem ve vyspělých zemích Evropy navyšování výměry plochy lesa (Vacek, Slávik 2006). Dle zprávy evropské komise bylo v období 1992–2010 na území států Evropské unie zalesněno přes 1 700 000 ha zemědělské půdy. Na území České republiky pak mezi roky 1994 a 2004 došlo k zalesnění 7 400 ha a v období 2004–2014 bylo zalesněno 4 300 ha bývalé zemědělské půdy (Elbersen 2014). V ČR je asi 350 000 ha opuštěných neevidovaných ploch náležících do zemědělského půdního fondu. Podle výzkumu VÚMOP Praha by

bylo vhodné zalesnit 337 202 ha zemědělské půdy, což je v souvislosti s ekonomickou dotací přeměny významnou motivací pro majitele i politické, administrativní a podnikatelské pracovníky (Neuhöferová ed. 2006).

Důležitou podmínkou pro zalesnění zemědělské půdy je převedení konkrétních pozemků ze zemědělského půdního fondu (ZPF) na pozemky určené k plnění funkcí lesa (PUPFL). Pokud je na výběr více možností k zalesnění, bere se v úvahu především vhodnost pro prvky ÚSES, lokality, kde je pokročilá sukcese, pozemky u hranic katastru a majetků a půdy s horší bonitou (Vacek, Slávik 2006).

Převažuje-li ekologický důvod zalesnění, je vhodné začlenit území v rámci ÚSES. Zalesnění by v tomto případě mělo napomoci k rozčlenění velkých souvislých ploch zemědělských půd, jež byly zakládány za účelem racionalizace zemědělské výroby. V těchto případech často chybí zalesněné meze, které jsou vhodné k ochraně před vodní erozí. Účelné je zalesnění i u narušených břehových porostů a odvodněných mokřadů. Z tohoto důvodu je vhodné vytvářet protierozní pásy na hranicích svahů a na mezích, zakládat lesní porosty v polích tam, kde jsou půdy nevhodné k zemědělství. Ekonomické důvody pro zalesňování zemědělských půd vycházejí z jejich špatné úrodnosti. V současné době dochází k pozvolnému navyšování výměry lesů. K převodu dochází především na menších plochách s výměrou několik hektarů. Určité lokality by však zalesňování být neměly. Důvodem může být zachování mokřadů a mokřých luk kvůli zachování rovnováhy vodního režimu a z důvodů ochrany přírody. Dále je nevhodné zalesňovat cenné biotopy lesostepí, území s výskytem chráněných rostlinných a živočišných společenstev (nelesního charakteru) a zachovalá rašeliniště (Šindelář, Frýdl 2006).

Zalesňování zemědělských půd lze dále diferencovat podle zalesňovaných ploch. Prvním typem jsou pozemky, které jsou devastované, a je třeba vegetační stabilizace. Jsou to území velmi ohrožená erozí nebo sesuvem půdy, např. navážky zeminy, různé antropogenní sutě, skládky, haldy a odvaly a další antropogenně poničené pozemky. V těchto případech se nejprve mechanicky stabilizuje terén terasami, oplůtky apod., následně se provede na stabilizovaných místech výsadba či výsev. Poté se provádí zdravotní výběr a prořezávky u hustých porostů, čímž se umožňuje prosvětlování porostů pionýrských dřevin a následná přeměna

na diferenciovaný porost tvořený převážně cílovými dřevinami. Dalším typem jsou nevyužívané pozemky, na kterých probíhá sukcese v různých stádiích. U nich se doporučuje ponechat stávající porost a kvůli nákladům na odstranění uměle nezalesňovat. Na těchto plochách se mohou vyskytovat ohrožené druhy, které se běžně v hospodářském lese nevyskytují a je vhodné je tedy stabilizovat, případně doplnit. Ostatní nelesní pozemky, které je záhodno zalesnit se nachází na opuštěných zemědělských půdách s rozličnými podmínkami stanoviště. Půdy jsou zde ovlivněny předchozím hospodařením. Vhodné k zalesnění bývají i části zemědělské půdy, vsakovacích pásů, větrolamů, remízku nebo plantáží vánočních stromků (Vacek, Slávik 2006).

3.7 Živiny a vývoj lokality

3.7.1 Koloběh živin

Nejdůležitějšími látkami pro živé organismy jsou tzv. makroelementy. Většinu hmotnosti sušiny tvoří uhlík, vodík a kyslík. Pro život rostlin je dále velmi důležitý dusík, který často limituje růst rostlin, fosfor, jenž bývá součástí energetických transformací, draslík potřebný k aktivaci enzymů a vápník s hořčíkem, sloužící jako minerální živiny. Důležitým prvkem je i síra, vzhledem k doplňující funkci dusíku (Binkley 1986). V největších koncentracích se u borovice lesní nachází dusík, dále draslík, vápník, fosfor a hořčík, jak ukazuje tabulka č. 1 (Podrázský 2014). Lesní prostředí má na půdu vliv především opadem a rozkladem listů, jakož i rozkladem kořenů. Tyto faktory ovlivňují formování lesního prostředí, především nadložního humusu (Kacálek et al. 2007). Největší podíl opadu u listnáčů je v období ochlazení, zatímco u jehličnanů bývá v době dozrávání přírůstků nového jehličí. Díky mineralizaci jsou posléze živiny z opadu dostupné rostlinám. Ke ztrátě živin ze všech částí rostliny může docházet vyplavením či vyluhováním. V opadavých lesích dochází k vyplavování v době olistění, zatímco u jehličnanů během celého roku. Vliv na ztrátu živin má staří porostu, ale i imise. Vyplavování dokazuje měření obsahu živin pod porostem, kdy pod zápojem je koncentrace živin ve srážkách mnohem vyšší, než na volné ploše (Podrázský 2014). Typ akumulace organické hmoty je u různých dřevin odlišný (Binkley 1986).

Tabulka 1: Obsah živin v asimilačních orgánech borovice lesní dostatečný z hlediska výživy (Podrázský 2014).

Makroelement	N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)
Borovice lesní	1,40 - 1,70	0,14 - 0,30	0,40 - 0,80	0,25 - 0,60	0,10 - 0,20

Rozklad opadu, tedy mineralizace, je významný faktor koloběhu živin, neboť s délkou jejího trvání se prodlužuje vyřazení části živin z oběhu. Hmotnost sušiny u jehličnanů vychází mnohem vyšší než u listnáčů. Oproti tomu vychází množství živin v holorganických vrstvách vyšší u listnatých dřevin. Znamená to, že v listnatých lesích se báze lépe recyklují, humus je produkován s rychlejším rozkladem a obsahuje nejvíce živin. Oproti tomu dochází u smrku k nejvyšší akumulaci nadložního humusu, který je pomaleji rozkládán, je nejkyselejší a má chudou svrchní část minerální půdy. Jak extrémně rychlý, tak i pomalý chod mineralizace může vést k degradaci půd (Podrázský 2014). Z tohoto důvodu se využívá vápnění například u ploch s vyšší imisní zátěží, devastovaných kyselých půd a na holinách. Vápněním dochází ke snížení kyselosti půdy, zamezení vyplavování živin, doplnění vápníku a hořčíku či vylepšení biologické činnosti v půdě (Šrámek et al. 2014). Rychlost mineralizace opadu ovlivňuje jeho chemické složení, lokální mikroklima a provzdušněnost. Rozklad opadu určuje i množství uhlíku poutaného v půdě. Pokud se odstraní lesní porost, dochází k uvolňování podstatného množství uhlíku (Podrázský 2014). Schimel et al (2001) potvrzuje signifikantní vliv na ukládání uhlíku v souvislosti s odlesňováním či zalesňováním.

3.7.2 Vývoj zalesněné zemědělské půdy

Složení půd je závislé především na stanovištních podmínkách geologických, geomorfologických, klimatických a hydrických. Tyto faktory ovlivňují posléze i složení vegetačního pokryvu dané lokality (Kacálek et al. 2007). Od neolitu začal člověk přeměňovat lesy na otevřenou zemědělskou půdu a postupně s nárůstem počtu obyvatel přetvářel větší a větší plochu (Ložek 2011). Přeměna hospodaření z původně lesní půdy na ornou půdu vede nejen k tvorbě orničního horizontu, ale i ke změnám fyzikálně-chemických vlastností půdy. Zemědělské půdy jsou méně acidifikované a mají jiné rozložení

organických látek než lesní půdy. U zemědělských půd byl pozorován nárůst humusového horizontu a vzhledem k užívání těžkých strojů u nich dochází ke zvýšení hustoty půdy a dále ke zhoršení půdní struktury (Domžl 1993). Vliv člověka, neboli antropizace, na půdu může být buď pozitivní (meliorace) nebo negativní (degradace). Pozitivně člověk ovlivňuje půdu oráním, doplňováním organických látek a minerálů, mezi negativní vlivy patří zhutňování podorničních vrstev (Kacálek et al. 2007).

Přeměněná zemědělská půda má větší obsah živin, a to včetně bází. Projevuje se vliv dřívějšího hnojení, které způsobuje plné nasycení sorpčního komplexu, vyšší obsah bází a vyšší hodnoty půdní reakce, jakož i nízký obsah humusu a dusíku. Při zalesnění zemědělských půd zapojeným jehličnatým porostem je zaznamenána acidifikace, absorpce živin a jejich vyluhování. Oproti tomu v rozvolněném porostu břízy se povrchový humus ve 39 letech zatím nevytvořil (Podrázský 2009 et al.). Podle Slodičáka et al. (2005) se u 39letého porostu smrku ztepilého vytvoří 80–100 t/ha⁻¹ sušiny v holorganických horizontech L, F a H, přičemž v podmínkách České republiky na různých stanovištích se může jednat o 46–196 t/ha⁻¹ sušiny závisle na předchozím využití, věku, růstových podmínkách stanoviště a dalších podmínkách. Akumulovaná organická hmota je posléze zpracovávána půdní mikrobiotou (Kacálek et al. 2007). Mikrobiota v opadu a půdě je pro stromy na dané lokalitě funkčním článkem, díky němuž mohou měnit míru půdních procesů potřebných pro cyklus živin a tok uhlíku (Prescott, Grayston 2013). Zalesněná orná půda může být díky dostupnosti organické hmoty a kvalitě brzy stabilizována, a přispět tak ke zvýšení biodiverzity a stability krajiny (Holubík 2017). Přes tyto vlivy je nutné si uvědomit, že vlastnosti získané kultivací zemědělské půdy mohou přetrvávat desítky až stovky let. Vliv na prostředí, např. bylinné patro, má však i postupné zapojení porostu či jeho prořezávání (Kacálek et al. 2007).

Zalesnění plochy ovlivňuje půdní chemismus nejvíce ve svrchních horizontech. Zatímco přítomnost porostu i konkrétní druh dřeviny velmi ovlivňují vrstvu do hloubky 10 cm. Při měření v hlubších místech nebyly nalezeny signifikantní rozdíly. Veliké rozdíly mezi dřevinami byly nalezeny například mezi smrkem a lípou, kdy lípa má vyšší pH, nasycení bází, obsah bazických kationtů než smrk, který má vyšší okyselující efekt. Z listnatých dřevin se obdobně jako smrk choval pouze buk (Hagen-Thorn et al. 2004). Zalesňování zemědělských

půd může ovlivnit i zdroje spodních vod a jejich kvalitu. To se potvrzuje například v Irsku, kde dochází k významnému navýšení podílu lesa, který ovšem intercepcí snižuje odtok až o 20 %. Zároveň může dojít k ovlivnění kvality okyselováním a nitrifikací lesními porosty, a to částečně kvůli zachycování znečišťujících látek porostem a částečně kvůli kyselé povaze opadu (Allen, Chapman 2001). Obecně dochází při zalesnění zemědělské půdy ke snížení poměru C:N vzhledem k podobným, avšak dříve neoraným porostům (Compton et al. 1998). Navzdory dřívějšímu zemědělskému hnojení může mít 40letý borový porost akutní deficit dusíku, což znamená potřebu rozboru na lokalitě ještě před výsadbou (Richter et al. 2000).

Bývalé zemědělské půdy mají sníženou pórovitost a vzhledem k přemokření u nich dochází k oglejení (Wall 2003). Zhutnění půdy je způsobeno těžkou technikou využívanou v zemědělství (Domžl et al. 1993). Při zvýšeném tlaku půdy dochází u kořenového systému rostliny k tzv. hypoxii, při které se zpomaluje růst, zmenšuje kořenový systém. Naproti tomu RAI (root area index) vychází u stresovaných jedinců vyšší, což znamená, že vytvářený kořenový systém je zhuštěný do malé plochy (Gebauer, Martinková 2005). Geologie, geomorfologie a pedologie stanoviště je proto velice důležitá při volbě vhodné dřeviny (Kacálek et al. 2007).

Mikrobiota na lokalitách opuštěných zemědělských ploch vykazuje po 7 letech podobnost se současnými zemědělskými půdami, avšak významně se liší od lokalit, které nebyly nikdy kultivovány. Vliv na složení mikrobiální komunity neměla dřevinná skladba, ani současný typ hospodaření (Buckley, Schmidt 2001). Na kolonizaci svrchních půdních horizontů má signifikantní vliv druh pokryvu, neboť travnaté plochy jsou makrobioticky více kolonizovány, než bukový les (Dilly et al. 2001). Negativní vliv hnojení na půdní mikroflóru, zkoumaný v Pobaltí, nebyl potvrzen, neboť na hnojených stanovištích byla tato početnější a pro porost příznivější, než v porostech nehnojených (Seemen et al. 1998). Pro zalesněné plochy bývalých zemědělských půd je významná tvorba mykorhiz, které ustavují ektotrofní stabilitu porostu. Proto je vhodné volit sadební materiál ze stanovišť na mykorhizní houby bohatších, případně využít porostů rychle rostoucích dřevin, které napomáhají s tvorbou ektomykorhizy pro následný porost (Kacálek et al. 2007).

4 Metodika

4.1 Popis lokality

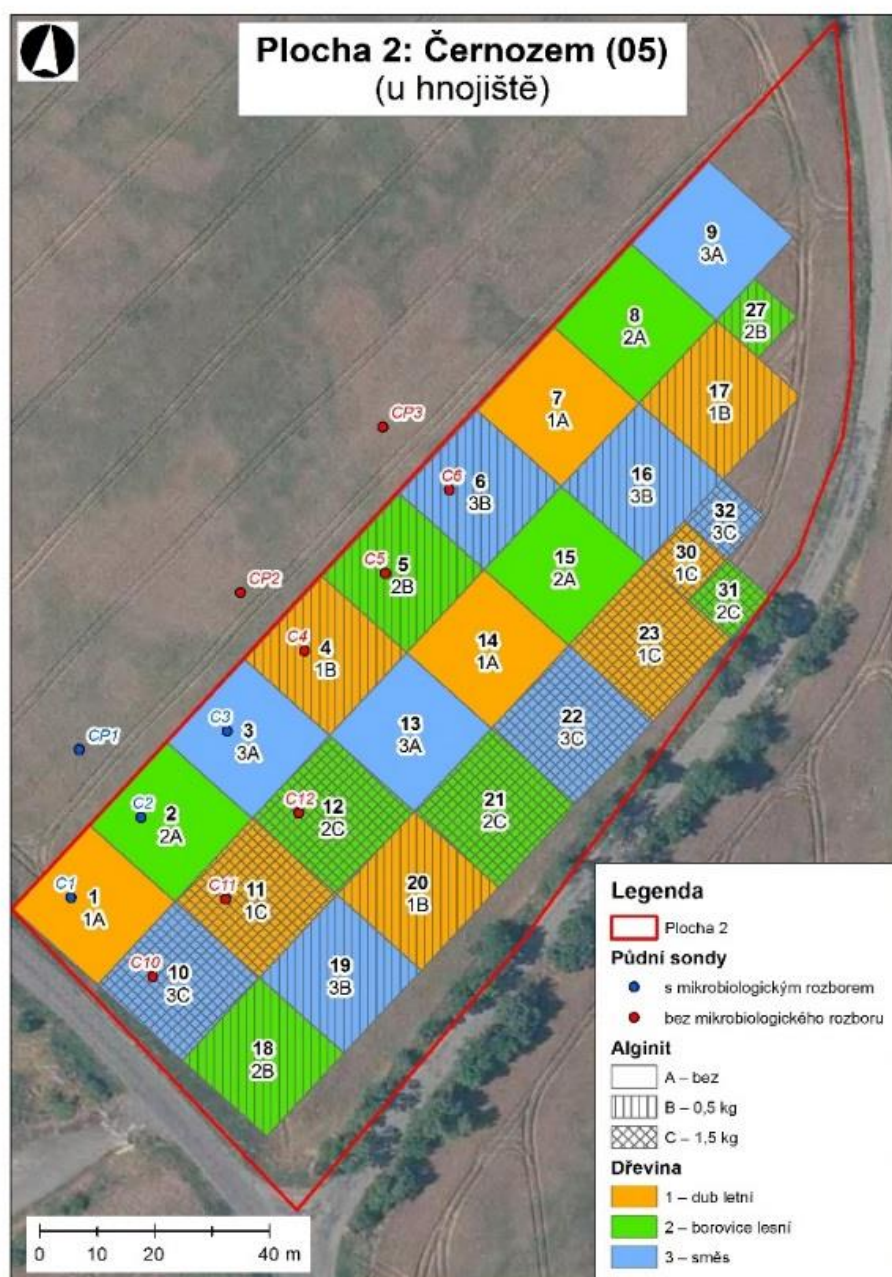
Lokalita Na hnojšti se nachází asi 1 km po silnici na sever od obce Předboj (viz obrázek 1) ve Středočeském kraji, okrese Praha – východ, asi 6 km severně od okraje Prahy (Geoportal ČUZK). V rámci fytogeografického členění se plocha nachází v oblasti českého termofytika ve středním Polabí (Skalický 1988a). Tato oblast zasahuje do nížinného až pahorkatinného vegetačního stupně s průměrnými teplotami 8–9 °C a srážkami 500–600 mm (Podrázský et al. 2017). V rámci členění do přírodních lesních oblastí patří lokalita do PLO 17 – Polabí, kde vzhledem k zemědělskému využití činí lesnatost pouhých 14 %. Podle typologického klasifikačního systému náleží do lesního vegetačního stupně 1 - dubový (ÚHUL). Nadmořská výška výzkumné lokality je 212 m n. m. (Geoportal ČUZK).



Obrázek 1: Umístění lokality na mapě (geoportal.cuzk.cz).

4.2 Založení kultur

Na jaře roku 2013 byly v lokalitě U hnojiště jamkovou sadbou založeny plochy borovice lesní, dubu letního a směsi dubu letního, dubu červeného a javoru mléče. Bylo zde založeno 23 větších ploch o výměře 20 × 20 m a 4 menší plochy s rozměry 10 × 10 m (viz obrázek 2). Sazenice na nich byly do vrtaných jamek vysázeny ve sponu 1 × 1 m. Každá z 23 ploch tedy čítá 400 jedinců a na 4 ploškách se nachází 100 jedinců. Celkově bylo na lokalitě U hnojiště vysázeno 9627 jedinců.



Obrázek 2: Rozvržení výzkumné plochy s rozlišením dřevin a variant (Korčák 2017).

Jednotlivé dřeviny byly vysázeny ve 3 variantách podle množství použitého alginitu. Varianta A je kontrolní a neobsahuje aplikovanou látku (9 ploch), u varianty B bylo aplikováno 0,5 kg alginitu (8 ploch a 1 ploška) a u varianty C 1,5 kg alginitu na sazenici (6 ploch a 3 plošky). Každá z 3 možných dřevin byla vysázena ve 3 variantách podle aplikace alginitu. Tyto varianty se na lokalitě vyskytují pro každou dřevinu ve 3 opakováních.

Borovice lesní byla vysázena na 3 plochách bez aplikace alginitu, na 2 plochách a 1 plošce s dávkou 0,5 kg alginitu na sazenici a na 2 plochách a 1 plošce s použitím 1,5 kg alginitu na sazenici (Podrázský et al. 2017).

4.3 Měření

Po vysázení kultur borovice lesní v roce 2013 byla každý rok na podzim měřena výška všech 3022 jedinců. V rámci této práce se pomocí výškoměrné latě měřily celkové výšky za roky 2017 a 2018. Jednotlivé výšky byly u borovice lesní měřeny s přesností na desítky centimetrů. Přírůsty v jednotlivých letech pak byly počítány jako rozdíly dvou následujících výšek. Například hodnota přírůstu (I – increment) za rok 2018 byla počítána jako rozdíl výšky v roce 2018 (H_{2018}) a výšky v roce 2017 (H_{2017}).

$$\text{Respektive } I_t = H_t - H_{t-1}$$

Zároveň byla na lokalitě zjišťována mortalita sazenic a posuzována kvalita na základě průběhu kmínku a vitality. Zvláště byly hodnoceny náhradní vrcholy, dvojáky, suché terminální pupeny, okus a loupání. Evidování byli i antropogenně odstranění jedinci.

Zdravotní stav byl posuzován na stupnici:

- 1 – zdravé vitální sazenice,
- 2 – slabě poškozené,
- 3 – silně poškozené,
- 4 – odumřelé (Podrázský et al. 2017)

S využitím starších údajů za roky 2012 (výška ze školky) a údajů z let 2013–2016, což jsou měřené výšky pomocí výškoměrné latě s přesností na celé centimetry (Podrázský et al. 2017) pak byl vyhodnocen vývoj výškového růstu sazenic za roky 2013 až 2018. Dále byla vyhodnocena mortalita a vývoj zdravotního stavu jedinců borovice lesní. Možné bylo srovnání i s jinými dřevinami, vysázenými na dané výzkumné ploše.

4.4 Statistické zpracování

Základem pro statistické zpracování byl soubor dat s údaji o výškách a kvalitě všech 3022 jedinců borovice lesní, kteří se nacházejí na lokalitě U hnojiště. Pro jednotlivé roky 2012–2018 byly v programu Microsoft Excel 2007 vypočítány aritmetické průměry výšek vylišené podle variant. Výsledné hodnoty byly poté interpretovány pomocí sloupcového grafu, kde byly doplněny o střední chybu průměru. Z výšek naměřených v rámci této práce, tedy 2017 a 2018, byly opět v Microsoft Excelu vytvořeny dvě tabulky s deskriptivními statistickými údaji. Více však nebyly výšky za roky 2017 a 2018 vyhodnocovány, neboť počáteční výška vysázené kultury v roce 2013 není u všech sazenic stejná a hodnota celkové výšky za jednotlivé roky tak nemá takovou vypovídající hodnotu, jako je tomu v rámci přírůstu. Při vyhodnocování popisné statistiky byla vypočtena minimální a maximální hodnota, aritmetický průměr, medián a modus, směrodatná odchylka a percentily 25 % a 75 % pro jednotlivé varianty aplikovaného alginitu. K výpočtu těchto ukazatelů byli použiti všichni živí jedinci borovice lesní.

U souboru přírůstů všech živých borovic byl testován výskyt normálního rozdělení. Na celkový přírůst, přírůst za rok 2017 a přírůst v roce 2018 ve všech variantách (A, B, C) byl použit Shapiro-Wilkův test normality v programu Statistica 13. Pro zjištění statisticky významných rozdílů ve třech variantách byl pro všechny druhy přírůstu použit Kruskal-Wallisův test, což je neparametrická analýza rozptylu. Jeho výsledek je ve výsledcích vždy doplněn o krabicový graf se zobrazeným mediánem, percentilem 25 % a 75 %, minimem, maximem a jednotlivými odlehlými hodnotami. Statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými variantami byly zjišťovány pomocí Tukeyho post-hoc testu. K jednotlivým přírůstům byla opět vypočtena popisná statistika v Microsoft

Excelu 2007 zahrnující minimum, maximum, aritmetický průměr medián, modus, směrodatnou odchylku, percentil 25% a percentil 75 %. Je důležité zmínit, že vzhledem k deformacím mělo několik jedinců negativní přírůst, s nímž, jakožto přirozeným jevem, bylo také počítáno. To znamená, že např. hodnota minimálního přírůstu může vyjít záporně.

Mortalita byla hodnocena jednak jako změna počtu živých jedinců v současnosti (2018) oproti poslednímu měření v roce 2016 a následně jako rozdíl živých jedinců v současnosti (2018) s celkovým počtem sazenic ze školky vysázených v roce 2013. Obě mortality byly v počtech jedinců i jako procenta zaneseny do tabulky vytvořené v Excelu. Chí-kvadrát testem nezávislosti byla v kontingenční tabulce testována mortalita porovnávající počáteční stav. Pro tuto mortalitu byl vytvořen i graf doplněný o chybové úsečky znázorňující 95% interval spolehlivosti. Mortalita vztažená k poslednímu měření vyšla v řádu jednotek, a proto ji nebylo třeba dále vyhodnocovat. Je třeba zmínit, že 13 jedinců bylo z lokality ukradeno. Až na jeden strom se všechny nacházely v rámci varianty A.

Během této práce se hodnotila kvalita jedinců pouze za rok 2018, neboť by porovnání s předchozími měřeními nebylo objektivní. Vzhledem k počtům, kdy jednoznačně převažuje kvalita 1 (zdravém vitální) a dále 4 (odumřelé), zatímco ostatní kvalita 2 (slabě poškození) a kvalita 3 (silně poškozené) se u borovice vyskytují zanedbatelně, byly výsledky uvedeny pouze jako graf a tabulka vytvořené v programu Microsoft Excel 2007.

5 Výsledky

5.1 Výška

Výšky borové kultury byly vyhodnoceny na základě každoročního měření od roku 2013 včetně údajů výšek ze školky (2012). Tabulka č. 2 obsahuje aritmetické průměry výšek za jednotlivé roky výzkumu vylišené podle množství aplikovaného alginitu. Varianta A, tedy kontrolní varianta bez alginitu, má již z lesní školky nižší průměrnou výšku (25,91 cm) než zbytek. Výška u varianty A se od výsadby až do roku 2014 pohybuje přibližně 2 cm pod průměrem. Tento deficit se začal zmenšovat okolo roku 2015, kdy průměr varianty A byl nižší oproti celkovému průměru již jen asi o 0,5 cm. Od roku 2016 je výška u varianty A nadprůměrná a rozdíl roste do současných 8 cm oproti celkovému průměru. V roce 2017 činila průměrná výška varianty A přibližně 199,47 cm a v roce 2018 byl aritmetický průměr u výšek 263,5 cm.

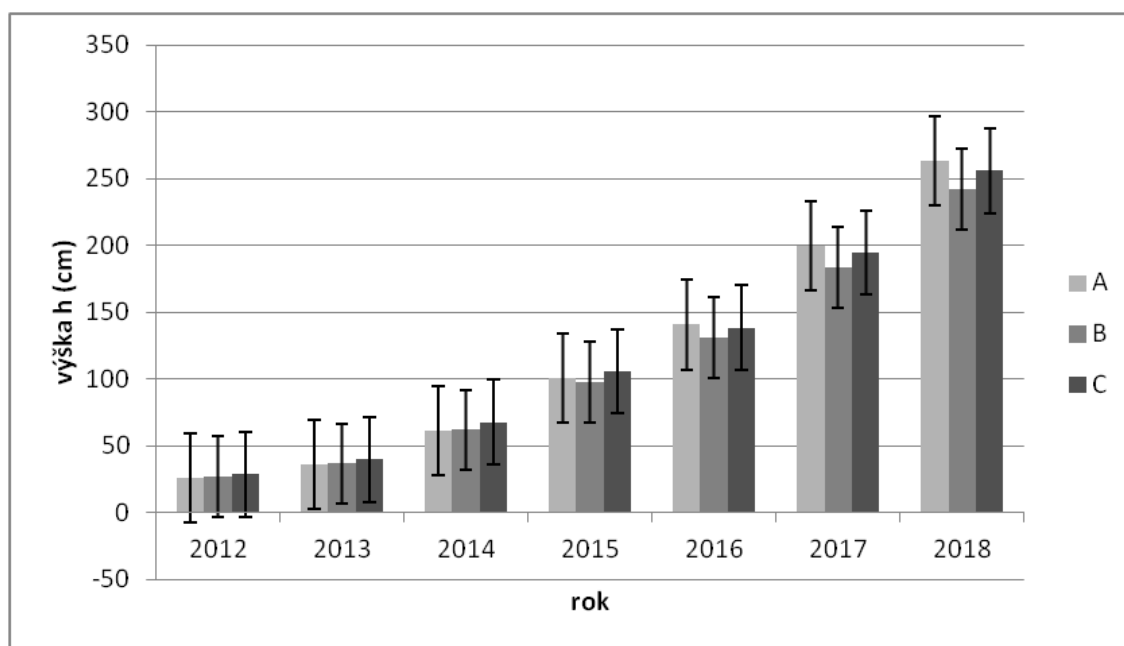
Tabulka 2: Vývoj aritmetických průměrů výšek porostu v období 2012–2018 podle množství aplikovaného alginitu.

Vývoj výšek (cm)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
A	25,91	35,99	61,14	100,89	140,60	199,47	263,49
B	27,10	36,62	61,79	97,57	130,75	183,56	242,38
C	28,58	39,75	67,62	105,73	138,46	194,80	255,88
celkem	27,05	37,29	63,26	101,45	137,32	193,77	255,69

Průměrná výška sazenic činila u varianty B (0,5 kg aplikovaného alginitu na sazenici) 27,1 cm, což v podstatě odpovídá celkovému průměru za všechny varianty. V následujících letech se výška u varianty B čím dál více negativně odchylovala od celkového průměru (viz graf 1), ale byla stále vyšší než kontrolní varianta A. Od roku 2015 již byla varianta B průměrně nižší než varianta A, a to dokonce o více než 3 cm. V roce 2017 byla výška varianty B o 10 cm pod průměrem porostu (183,56 cm) a v roce 2018 již o více než 13 cm. Aritmetický průměr výšky v tomto roce činil 242,38 cm. V průběhu celého výzkumu byla varianta B vždy nižší, než varianta C.

Porost varianty C, u které bylo aplikováno 1,5 kg alginitu na sazenici, byl založen sazenicemi s průměrnou výškou 28,58 cm, což je asi 1,5 cm

nad celkovým průměrem. Do roku 2015 byl aritmetický průměr výšek varianty C nejvyšší. Celkový průměr všech variant převyšoval o více než 4 cm. V roce 2016 klesla výška varianty C pod aritmetický průměr varianty A a v posledních dvou letech se průměr varianty C pohybuje okolo celkového průměru. V roce 2017 činila průměrná výška varianty C 194,8 cm a v roce 2018 byl aritmetický průměr výšek 255,88 cm, tedy zhruba stejně, jako je tomu u celkového aritmetického průměru porostu ve všech variantách.



Graf 1: Vývoj aritmetických průměrů výšek podle množství použitého aliginitu v letech 2012–2018.

V rámci této práce byly měřeny výšky v letech 2017 a 2018 (viz tabulka č. 3 a tabulka č. 4). V roce 2017 byla u varianty A naměřena nejnižší výška 50 cm a nejvyšší výška 290 cm. Aritmetický průměr výšek činil 199,64 cm, což byla nejvyšší hodnota ze všech variant. Medián, který je 200 cm, odpovídá celkovému mediánu všech jedinců borovice. Celkem 75 % jedinců dosáhlo hodnoty výšky v roce 2017 alespoň 180 cm a výšky minimálně 220 cm u varianty A dosáhlo 25 % jedinců. Směrodatná odchylka varianty A v roce 2017 vychází 35,34.

U varianty B byla v roce 2017 naměřena nejnižší výška 50 cm a nejvyšší výška 290 cm. Aritmetický průměr (183,56 cm) vychází nižší, než medián (190 cm) a oba ukazatele jsou u varianty B nejnižší ze všech variant. Směrodatná odchylka se rovná 37,61, tedy nejvíce ze všech možných variant.

Percentil 25 % činí 160 cm a percentil 75 % je 210 cm, což je nejméně ze tří zkoumaných variant.

U varianty C dosahovali nejnižší jedinci v roce 2017 minima 60 cm a nejvyšší jedinci maximálních hodnot 290 cm. Medián hodnot v této variantě vychází 200 cm, což je více než aritmetický průměr vycházející 194,54 cm. Varianta C se těmito hodnotami velmi podobá celkovým výsledkům. Směrodatnou odchylku má varianta C nejnižší a to 33,93. Celkovou výšku alespoň 170 cm přesahuje 75 % jedinců a u 25 % jedinců byla naměřena výška dosahující více než 220 cm.

Tabulka 3: Statistické zhodnocení výšek v roce 2017 podle použití alginitu.

Výška h 2017 (cm)	min	max	průměr	medián	modus	sm. odch.	percentil 25 %	percentil 75 %
A	50	290	199,64	200	220	35,34	180	220
B	50	290	183,56	190	180	37,61	160	210
C	60	290	194,54	200	200	33,93	170	220
celkem	50	290	193,77	200	200	36,13	170	220

V roce 2018 měli nejmenší jedinci varianty A celkovou výšku 70 cm. Maximální naměřená výška v této variantě činí 370 cm. Aritmetický průměr výšek varianty A vychází 263,72 cm, což je asi o 64 cm více než v předchozím roce. Varianta A vyšla opět, co do průměru a mediánu, nejlépe ze všech možností. Směrodatná odchylka výšek v roce 2018 vychází 43,46. Percentil 25 % činí u kontrolní varianty 240 cm, což je nejvíce a percentil 75 % má hodnotu 290 cm, která je též nejvyšší ze všech variant.

Na plochách varianty B se naměřila nejnižší výška jedince 70 cm a nejvyšší výšku měli jedinci s 350 cm. Průměrná výška 242,38 cm, přibližně o 59 cm vyšší, než v předchozím roce, byla nejnižší ze všech variant, stejně jako medián, který činil 250 cm. Směrodatná odchylka u varianty B vychází v roce 2018 ze všech variant nejvyšší, a to 45,25. Nejnižší hodnoty ze tří variant nabývají percentily, kdy percentil 25 % činí 220 cm a percentil 75 % nabývá hodnoty 270 cm.

U varianty C bylo naměřeno minimum 80 cm a maximum 390 cm, což jsou nejvyšší hodnoty ze všech variant. Aritmetický průměr (256,15 cm) i medián (260 cm) se u varianty C blíží celkovým hodnotám za všechny varianty. Celkově se hodnota aritmetického průměru výšky u této varianty

zvýšila asi o 62 cm. Směrodatná odchylka varianty C má 41,98 a je nejnižší ze všech variant. Spodní percentil 25 %, nabývající hodnoty 230 cm, i horní percentil 75 %, který je roven 290 cm jsou průměrnými hodnotami v porovnání s ostatními variantami.

Tabulka 4: Statistické zhodnocení výšek v roce 2018 podle použití alginitu.

Výška h 2018 (cm)	min	max	průměr	medián	modus	sm. odch.	percentil 25 %	percentil 75 %
A	70	370	263,72	270	260	43,46	240	290
B	70	350	242,38	250	250	45,25	220	270
C	80	390	256,15	260	270	41,98	230	280
celkem	70	390	255,69	260	260	44,35	190	290

5.2 Přírůst

Za období 2012 – 2018, tedy od hodnot výšek získaných ze školky, až po poslední měření v roce 2018, byl vyhodnocen přírůst. Shapiro–Wilkův test (viz tabulka 5) nepotvrdil pro celkový přírůst (výška 2018 – výška 2012), přírůst 2017, ani pro přírůst 2018 normální rozdělení dat v žádné z možných variant (A, B, C). P hodnota vyšla ve všech případech nižší než 0,001, případně jen lehce nad ní.

Tabulka 5: Výsledky Shapiro-Wilkova testu pro přírůst.

Přírůst celkový			
S-W test	A	B	C
W	0,93462	0,99026	0,98265
p	<0,001	0,002	<0,001
Přírůst 2017			
S-W test	A	B	C
W	0,73307	0,89832	0,94923
p	<0,001	<0,001	<0,001
Přírůst 2018			
S-W test	A	B	C
W	0,90082	0,92509	0,87711
p	<0,001	<0,001	<0,001

Celkový přírůst byl hodnocen podle jednotlivých variant aplikovaného alginitu. Varianta A měla minimální přírůst za dosavadní období výzkumu 46 cm a maximální přírůst 340 cm (viz tabulka 6). U průměru (238,54 cm) a mediánu

(242 cm) byl přírůst varianty A nejvyšší ze všech variant a o necelých 10 cm vyšší než byl celkový průměr. Směrodatná odchylka u varianty a činila 42,67. Výšky 220 cm nedosáhlo pouze 25 % jedinců a 75 % jedinců mělo menší přírůst za všechny roky výzkumu než 268 cm.

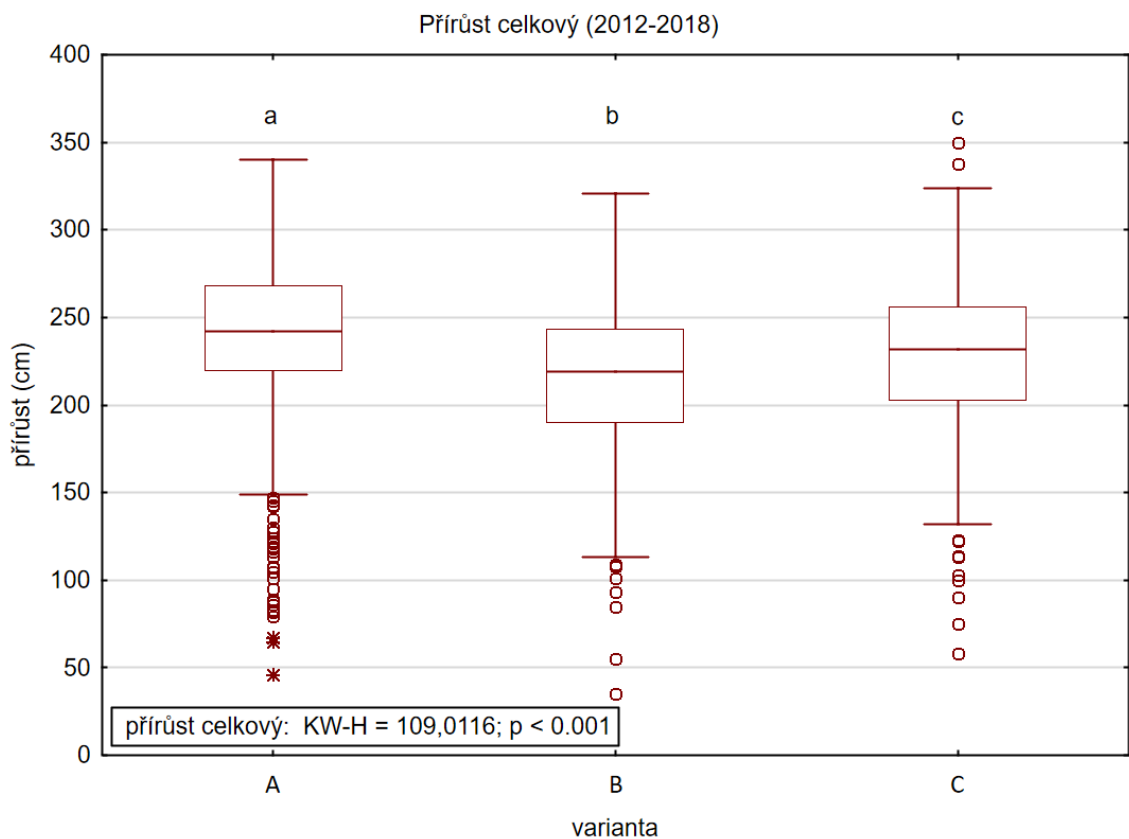
Nejnižší přírůst u varianty B měli jedinci s 35 cm a maximální naměřený přírůst se rovnal 340 cm. Průměr (215,87 cm) i medián (219 cm) varianty B byl nejnižší ze všech možných variant. Směrodatná odchylka 43,96 je nejvyšší ze všech variant. Percentil 25 % u varianty B vyšel 190 cm a percentil 75 % je roven 243 cm.

Varianta C měla nejnižší hodnotu přírůstu 58 cm a maximum za celé období bylo 350 cm. Průměr (228,64 cm) i medián (332 cm) jsou ze všech variant nejbližší celkovému průměru. Směrodatná odchylka vychází 40,98. Celkem 75 % jedinců mělo přírůst vyšší než 203 cm a 25 % jedinců se dostalo nad hodnotu přírůstu 256 cm.

Tabulka 6: Statistické zhodnocení celkového přírůstu podle variant.

Přírůst celkový (cm)	min	max	průměr	medián	modus	sm. odch.	percentil 25 %	percentil 75 %
A	46	340	238,54	242	229	42,67	220	268
B	35	321	215,87	219	222	43,96	190	243
C	58	350	228,64	232	229	40,98	203	256
celkem	35	350	229,44	233	220	43,49	204	260

Pomocí Kruskal-Wallisova testu byly testovány statisticky významné rozdíly v celkovém přírůstu mezi variantami (A, B, C). Výsledkem Kruskal-Wallisova testu je chí-kvadrát s hodnotou 109, $df = 2$ a p hodnota, která vychází nižší než 0.001. Podle Kruskal-Wallisova testu se od sebe varianty statisticky významně liší. Na základě Tukeyho testu je statisticky významný rozdíl mezi variantou A, která má nejvyšší přírůst, variantou B, která dosahuje nejnižšího přírůstu, i variantou C (viz graf 2).



Graf 2: Krabicový graf celkového přírůstu podle variant.

Přírůst v roce 2017 byl opět vyhodnocován pro všechny varianty (viz tabulka 7). Varianta A dosahuje dle porovnání naměřených výšek minimální výšky v záporných hodnotách, konkrétně -101 cm. Nejvyšší zaznamenaný přírůst za rok 2017 je 174 cm. Aritmetický průměr varianty A (59,08 cm) i její medián (61 cm) je nejvyšší ze všech variant použitého alginitu. Směrodatná odchylka 15,82 je také nejvyšší. Percentil 25 % vychází pro kontrolní variantu 53 cm a percentil 75 % je roven 67 cm

Nejnižší zaznamenaný přírůst u varianty B je opět záporný a činí -50 cm. Maximální přírůst vychází 154 cm. Varianta B dosahuje nejnižšího aritmetického průměru (52,73 cm) i mediánu (53 cm) ze všech možných variant. Směrodatná odchylka se rovná 14,92. Jedinci s přírůstem 49 cm mají vyšší přírůst v roce 2017 než má 25 % jedinců varianty B a 64 cm přírůstu dosáhlo jen 25 % jedinců.

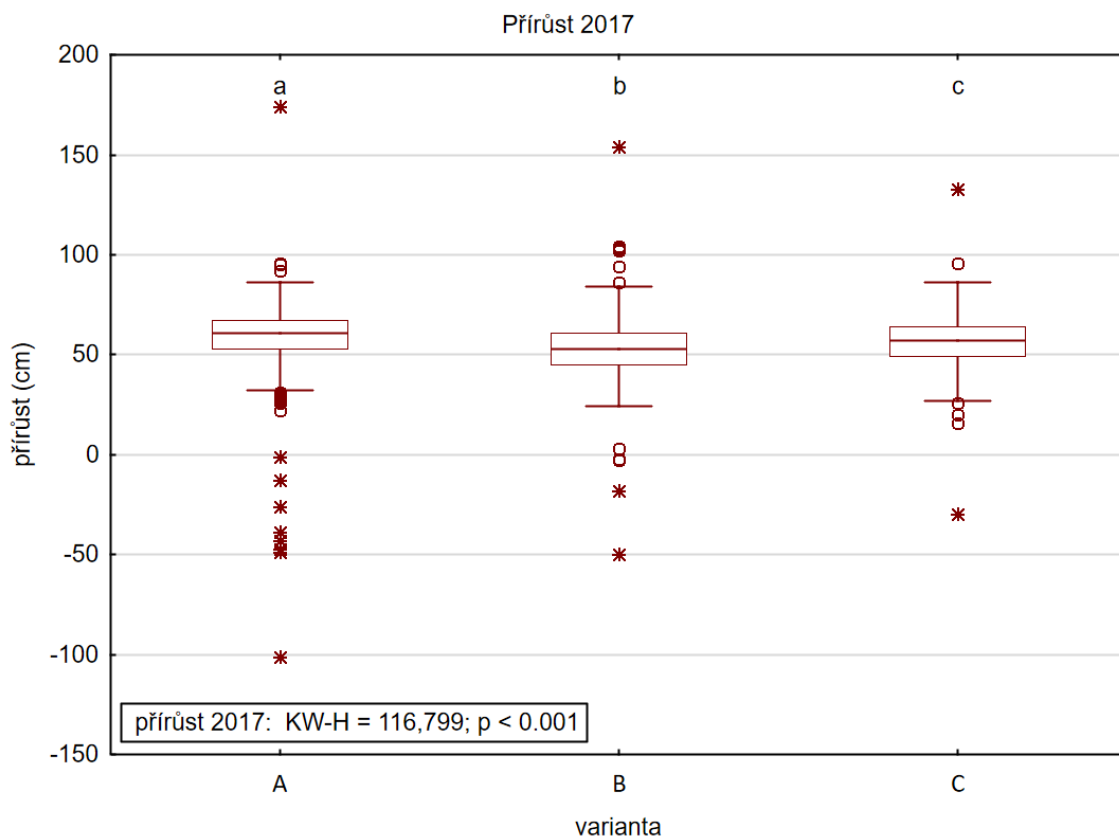
Varianta C dosahuje minimálního přírůstu -30 cm a maximálního přírůstu 174 cm. Medián (57 cm) i aritmetický průměr (56,4 cm) varianty C nabývá podobných hodnot přírůstu v roce 2017, jako má celkový průměr za všechny

varianty. Směrodatná odchylka vychází 12,1. Percentil 25 % se rovná 49 cm a percentil 75 % je 64 cm.

Tabulka 7: Statistické zhodnocení přírůstu v roce 2017 podle variant.

Přírůst 2017 (cm)	min	max	průměr	medián	modus	sm. odch.	percentil 25 %	percentil 75 %
A	-101	174	59,08	61	61	15,82	53	67
B	-50	154	52,73	53	60	14,92	45	61
C	-30	133	56,40	57	63	12,10	49	64
celkem	-101	174	56,57	58	60	14,76	49	65

Přírůsty v roce 2017 byly testovány Kruskal-Wallisovým testem (viz graf č. 3). Výsledkem je chí-kvadrát s hodnotou 116,8, $df = 2$ a p hodnota, která je nižší než 0,001. Na základě Kruskal-Wallisova test se varianty statisticky významně liší. Podle Tukeyho post-hoc testu se významně liší všechny varianty ode všech, tedy varianta A vychází prokazatelně nejvyšší, varianta B prokazatelně nejnižší a varianta C dosahuje přibližně průměrných hodnot.



Graf 3: Krabicový graf přírůstu v roce 2017 podle jednotlivých variant.

V roce 2018 a 2017 byly změřeny výšky všech jedinců na lokalitě podle variant a z jejich přírůstu byly vypočteny základní statistické ukazatele (viz tabulka 8). Ve variantě A se objevili i jedinci s nulovým přírůstem, zatímco největší přírůst činil 170 cm. Průměrná hodnota přírůstu 64,08 cm je nejvyšší z možných variant. Medián vyšel u varianty A 60 cm a směrodatná odchylka nabývá hodnoty 13,43. Hodnota percentilu 25 % činí 60 cm a hodnota percentilu 75 % je 70 cm.

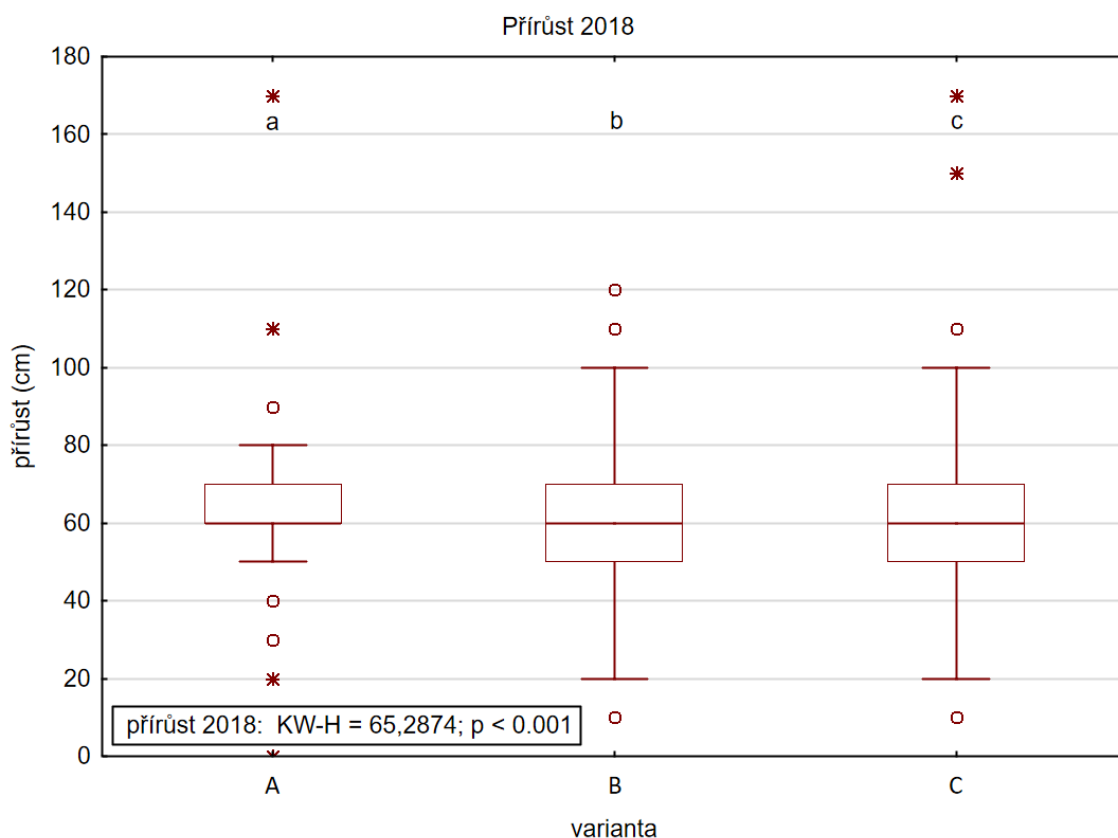
Varianta B měla v roce 2018 nejnižší přírůst 10 cm a maximální přírůst 120 cm, což je nejméně ze všech variant. Nejnižší vychází i aritmetický průměr (58,82 cm). Medián je, stejně jako u všech ostatních variant, 60 cm. Směrodatná odchylka přírůstu u varianty B vychází 12,93

U varianty C byl vypočten minimální přírůst 10 cm a maximální přírůst 170 cm. Průměrná hodnota přírůstu 61,61 cm se velmi neliší od celkového průměru a medián 60 cm je stejný jako ve všech variantách. Směrodatná odchylka je v případě varianty C rovna 13,8. Celkem 75 % jedinců má v roce 2018 přírůst 50 cm nebo vyšší a 25 % jedinců dosahuje přírůstu alespoň 70 cm.

Tabulka 8: Statistické zhodnocení přírůstu v roce 2018 podle variant.

Přírůst 2018 (cm)	min	max	průměr	medián	modus	sm. odch.	percentil 25 %	percentil 75 %
A	0	170	64,08	60	70	13,43	60	70
B	10	120	58,82	60	60	12,93	50	70
C	10	170	61,61	60	60	13,80	50	70
celkem	0	170	61,92	60	60	13,58	50	70

Jelikož rozdělení všech variant přírůstů v roce 2018 nebylo normální podle výsledku Shapiro-Wilkova testu, byl použit ke srovnání rozdílů jednotlivých variant: Kruskal-Wallisův test, jehož chí-kvadrát vyšel 65.287, $df = 2$ a p hodnota menší než 0,001. Podle výsledku Kruskal-Wallisova testu se opět, jako u předchozích přírůstů, varianty liší i v roce 2018. To znamená, že byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými variantami. Pomocí Tukeyho post-hoc testu byl nalezen signifikantní rozdíl mezi všemi variantami, přičemž nejvyššího přírůstu dosahuje varianta A, varianta B má nejnižší přírůst a varianta C dosahuje zhruba průměrných hodnot (viz graf 4).



Graf 4: Krabicový graf přírůstů v roce 2018 podle varianty.

5.3 Mortalita

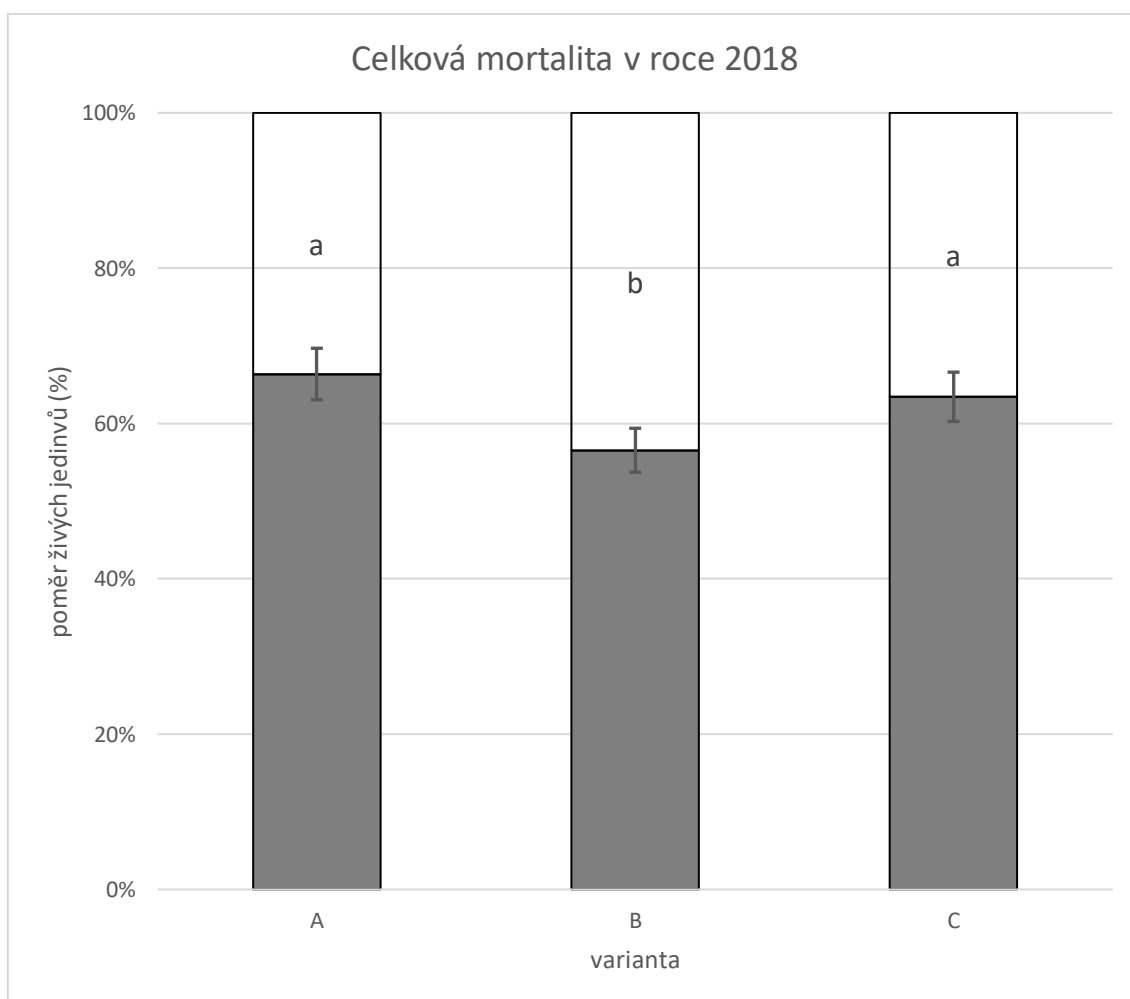
Mortalita byla v rámci této práce vyhodnocena dvěma způsoby (viz tabulka 9). Prvním způsobem je mortalita celková od výsadby. V případě varianty A uhynulo od roku 2013 do současnosti 411 jedinců z celkového počtu 1222 sazenic, což je s 33,63 % nejnižší mortalita. Oproti tomu má varianta B mortalitu nejvyšší a to 43,44 %. Co se týká počtu jedinců, uhynulo jich u varianty B z celkového počtu 900 sazenic přesně 391. Varianta C má procentuelně podobnou mortalitu jako celá borová výsadba (36,56 %). V této variantě uhynulo od založení plochy 329 jedinců z 900.

Druhým způsobem vyhodnocení mortality bylo porovnání současného počtu jedinců (2018) s posledním měřením v roce 2016. V případě varianty A ubylo od roku 2016 celkem 12 jedinců, což je 2,92 % z počtu 823 jedinců v roce 2016. Varianta B měla v roce 2016 celkem 510 živých jedinců a z nich pouze jeden ubyl do následujícího měření. Obdobně i u varianty C z počtu 572 stromů v roce 2016 ubyl pouze jeden strom. V těchto případech vychází mortalita okolo 0,3 %.

Tabulka 9: Vyhodnocení mortality podle jednotlivých variant.

Mortalita	počet jedinců			mortalita (ks)		mortalita (%)	
	2012	2016	2018	2012 - 2018	2016 - 2018	2012 - 2018	2016 - 2018
A	1222	823	811	411	12	33,63	2,92
B	900	510	509	391	1	43,44	0,26
C	900	572	571	329	1	36,56	0,30
Celkem	3022	1905	1891	1131	14	37	1

Celková mortalita byla testována chí-kvadrát testem nezávislosti v kontingenční tabulce. Výsledkem je chí-kvadrát 20.686, $df = 2$ a p , jež je nižší než 0.001. Na základě testu nebyl prokázán rozdíl mezi variantou A a variantou C. Od nich se odlišuje varianta B, která vykazuje statisticky významně nižší ujímavost stromků oproti ostatním.



Graf 5: Celková mortalita (2013-2018) podle varianty.

5.4 Kvalita

V roce 2018 byla posuzována kvalita jedinců zařazením do jedné ze čtyř kategorií (viz tabulka č. 10).

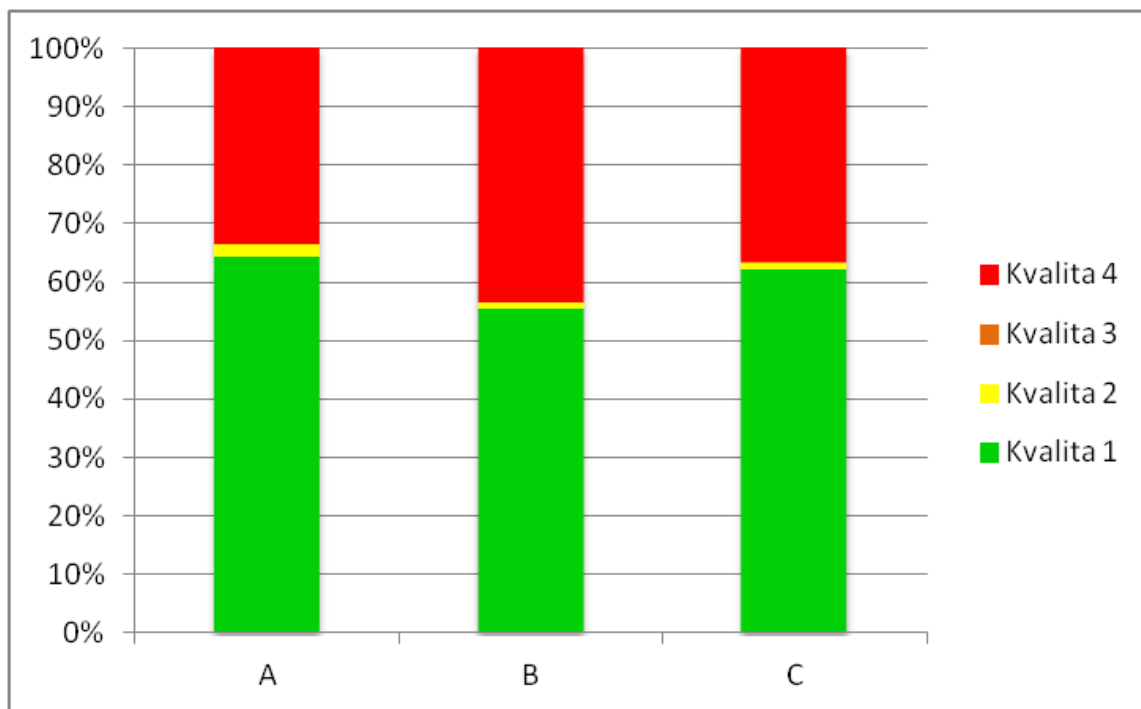
Tabulka 10: Kvalita jednotlivých stromů v roce 2018 podle variant.

Kvalita 2018	1		2		3		4	
	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%
A	784	64,16	28	2,29	0	0,00	411	33,63
B	497	55,22	11	1,22	0	0,00	391	43,44
C	558	62,00	11	1,22	2	0,22	329	36,56
celkem	1839	60,85	50	1,65	2	0,07	1131	37,43

Varianta A čítá celkem 1222 jedinců borovice lesní. Podle hodnocení v roce 2018 se 784 jedinců řadí do kvality 1, tedy zdraví a vitální jedinci. Jedná se o 64,16 % v rámci varianty A. Kvalita 2, která obsahuje slabě poškozené jedince, byla u varianty A určena ve 28 případech, což je 2,29 %. Kvalita 3, silně poškozený jedinec, nebyla v rámci ploch varianty A určena ani jednou. Odumřelí jedinci byli ohodnoceni kvalitou 4, což se v případě varianty A stalo v 33,63 %, konkrétně ve 411 případech.

U varianty B bylo celkem 497 jedinců z 900 vysázených ohodnoceno kvalitou 1, což vychází 55,22 %. Jako kvalita 2 bylo určeno 11 stromů, které činí 1,22 % z celkového počtu. Opět žádný z jedinců varianty B nedostal hodnocení kvalita 3. Odumřelých stromů, tedy kvalita 4, bylo v rámci varianty B určeno 391 jedinců. To činí s 43,44 % nejvíce ze všech variant (viz graf 6).

Varianta C čítá 900 jedinců, z nichž 558 patří do kvality 1. To je přesně 62 %. Jako slabě poškozené stromy bylo ve variantě C označeno 11 jedinců, tedy 11,22 %. Pouze 2 jedinci byly jednak v rámci varianty C, ale i ve všech borových výsadbách určeny jako kvalita 3 – silně poškozený jedinec. Do roku 2018 odumřelo 329 jedinců, což je 36,56 %.



Graf 6: Kvalita jedinců podle variant aplikovaného alginitu v roce 2018.

6 Diskuze

Při zakládání lesních porostů na stanovištích s nepříznivými stanovištními podmínkami se užívá řada mechanismů pro zvyšování ujmavosti. Jednou z možností podpory výsadeb *in situ* je aplikace alginitu (Kupka et al. 2015). Alginit je organická sedimentární hornina na bázi řas s vysokým obsahem fosforu, draslíku, vápníku a hořčíku (Tužinský et al. 2015).

Podle dřívějších měření na lokalitě U hnojiště, která se nachází na degradované černozemi, mezi roky 2013 a 2016 byla u borovice lesní nejvyšší výška na plochách neošetřených alginitem, zatímco plochy s nižší dávkou alginitu měly výšku statisticky významně nižší. Při vyhodnocování přírůstu za rok 2016 byl statisticky významně nižší přírůst na obou ošetřených variantách. Vliv alginitu na zdravotní stav nebyl prokázán (Podrázský et al. 2017).

V rámci této práce byly statisticky vyhodnocovány přírůsty a mortalita rozlišené podle množství aplikovaného alginitu za roky 2017 a 2018. Přírůst u borovice lesní na kontrolní ploše bez aplikovaného alginitu vyšel v roce 2017 i v roce 2018 prokazatelně vyšší, než v případě variant B (0,5 kg alginitu na sazenici) a C (1,5 kg alginitu na sazenici), přičemž vyššího přírůstu u meliorovaných variant dosahovala varianta C. V případě mortality se varianty A a C statisticky významně nelišily, ovšem u varianty B, s menším množstvím aplikovaného alginitu, byla prokázána vyšší mortalita.

Na lokalitě U hnojiště byly vyhodnocovány i další dřeviny. Čistá výsadba dubu letního měla též prokazatelně vyšší přírůst u varianty bez meliorace a při porovnání přihnojovaných variant vycházela lépe varianta s vyšším množstvím alginitu. Na stejné lokalitě byl dub vysázen i ve směsi, přičemž zde dosahoval nejvyšších výšek v případě aplikace menšího množství alginitu, V posledním roce (2016) se významně negativně projevila aplikace většího množství alginitu. Zdravotní stav dubu letního byl nepatrně lepší s aplikovaným alginitem v čistých výsadbách. Javor mléč a dub červený shodně prokazovali vyšší přírůst i výšku při použití meliorace (Podrázský et al. 2017).

Obdobně byly vyhodnocovány výsadby na nedaleké lokalitě U lomu, která se nachází na kambizemi. V případě borovice lesní se přírůst za první rok od výsadby pozitivně významně projevil u vyššího množství použitého alginitu.

U dubu letního, dubu červeného a javoru mléče zde byl statisticky prokázán nejvyšší přírůst u varianty s menším množstvím alginitu, naopak v případě douglasky tisolisté je nejvyšší přírůst u kontrolní nemeliorované plochy (Tužinský et al. 2015). Později se na stejné lokalitě ukázal vliv alginitu na douglasku statisticky významně záporný. Naproti tomu u borovice lesní byla nejvyšší varianta s nižší dávkou alginitu. U javoru a dubů se v roce 2016 v rámci vyhodnocování přírůstu za poslední rok neobjevily žádné statisticky významně odlišné varianty (Podrázský et al. 2017). Důvodem, proč se plocha U lomu liší od plochy U hnojiště je, že plocha U lomu byla založena na lokalitě s dominantním půdním typem kambizem, zatímco plocha U hnojiště leží převážně na černozemi.

V minulých letech byly měřeny na lokalitě U hnojiště koncentrace živin v asimilačním aparátu. V případě borovice lesní dosahovala koncentrace vyšších hodnot u dusíku, fosforu a draslíku, zatímco vápník dosahoval maximální koncentrace v kontrolní variantě výsadby. Pouze hořčík dosahoval podlimitní hodnoty, tedy hodnoty pod hranicí dostatku dle Bergmanna, ve všech třech variantách (Korčák 2017).

Vliv alginitu se na lokalitě U hnojiště neprojevuje pozitivně, naopak, jeho vliv je zde spíše negativní. To může být způsobeno bohatším stanovištěm lokality U hnojiště, neboť ta se nachází na černozemi, zatímco lokalita U lomu leží na kambizemi (Podrázský et al. 2017). Právě U lomu dosahoval přírůst borové kultury rok po výsadbě nejvyšších hodnot na nejvíce hnojených plochách (Tužinský et al. 2015) a o tři roky později měla nejvyšší přírůst varianta s menším množstvím aplikovaného alginitu (Podrázský et al. 2017). Alginit je vhodné aplikovat v případě kyselých písčitých půd, kde může pomoci ke snížení kyselosti, která je způsobena nadměrným množstvím dusíku a zároveň zlepšit kapacitu pro zadržování vody (Kádár et al. 2015).

Další z možných negativních vlastností alginitu v podmínkách lokality U hnojiště může být jeho vysoká sorpční schopnost způsobující odebrání vláhy (Kulich et al. 2001). Lokalita se totiž nachází v klimaticky teplém a suchém regionu s průměrnými teplotami 8–9 °C a srážkami 500–600 mm (Podrázský et al. 2017). Na daných lokalitách tak zřejmě nemá aplikace podobných materiálů větší význam a pozornost by tak měla být věnována především kvalitě sadebního materiálu a kvalitě provedené výsadby.

7 Závěr

Cílem této práce bylo zhodnotit vliv alginitu na jedince borovice lesní aplikovaný v různých množstvích. Výsadba byla provedena ve 3 variantách, a to bez použití alginitu, s aplikací menšího množství (0,5 kg na sazenici) alginitu a s větším množstvím (1,5 kg na sazenici) alginitu.

Při vyhodnocování v letech 2017 i 2018 nebyl prokázán žádný pozitivní vliv alginitu na přírůst jedinců, ba právě naopak, nejvyšších hodnot dosahovala prokazatelně nemeliorovaná varianta. V obou letech pak významně zaostávala v přírůstu varianta s menším množstvím meliorační látky, zatímco varianta s vyšším množstvím odpovídala přibližně průměrným hodnotám za celkovou výsadbu borovice lesní. To odpovídá trendu z předchozích měření této dřeviny na zkoumané lokalitě.

Mortalita výsadeb není v posledních letech nikterak vysoká a významně se v ní projevují krádeže. V porovnání mortality od založení lokality je však úmrtnost jedinců jednoznačně nejvyšší u varianty s použitím menšího množství alginitu. Nejvíce živých jedinců se procentuelně nachází u kontrolní varianty bez alginitu, avšak rozdíl oproti variantě s vyšším množstvím použité meliorace není statisticky významný.

Obecně lze říci, že se na relativně bohaté zalesněné bývalé zemědělské půdě v Polabí projevuje vliv alginitu na borovici lesní spíše negativně, a to jak v případě přírůstu, tak i v případě mortality. Zatímco na černozemi byl vliv alginitu na borovici negativní, na nedaleké ploše s charakterem kambizemě byl vliv meliorace většinou pozitivní.

Významnou vlastností alginitu je i jeho nasákavost, která může negativně působit odebíráním vláhy na extrémně suchých stanovištích. Aplikace alginitu může být vhodná v podmínkách chudých a kyselých půd, kde vhodně působí na snížení kyselosti a dodává deficitní živiny a další látky do půdy.

8 Zdroje

8.1 Literatura

- ALLEN A., CHAPMAN D. (2001): Impacts of afforestation on groundwater resources and quality. *Hydrogeology Journal*, 9: 390–400.
- BARTOŠ J., KACÁLEK D. (2013): Přihnojení mladého porostu jedle bělokoré na zemědělské půdě. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58: 213–217.
- BÍLEK L., REMEŠ J., ŠVEC O., VACEK Z., ŠTÍCHA V., VACEK S., JAVŮREK P. (2017): Ekologicky orientované pěstování borových porostů v podmínkách nižších až středních poloh. *Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti*: 48.
- BÍLEK L., ZEIDLER A., PULKRAB K., ULBRICHOVÁ I., VACEK S., BORŮVKA V., VÍTÁMVÁS J., REMEŠ J., VACEK Z., SLOUP. (2018): Pěstební a ekonomické aspekty clonné obnovy borovice lesní. *Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti*: 56.
- BINKLEY D. (1986): *Forest nutrition management*. New York, John Wiley & Sons, Inc.: 304.
- BUCKLEY D. H., SCHMIDT T. M. (2001): The Structure of Microbial Communities in Soil and the Lasting Impact of Cultivation. *Microbial ecology*, 42: 11–21.
- COMPTON J. E., BONNE R. D., MOTZKIN G., FOSTER D. R. (1998): Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts: Role of vegetation and land-use history. *Oecologia*, 116: 536–542.
- ČUZK. (2019): *Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí České republiky*. Praha, Český úřad zeměměřický a katastrální: 80.
- DILLY O., WINTER K., LANG A., MUNCH J-CH. (2001): Energetice co-physiology of the soil microbiota in two landscapes of southern and northern Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164: 407–413.
- DOMŻŁ H., HODARA J., SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ A., TUSKI R. (1993): The effects of agricultural use on the structure and physical properties of three soil types. *Soil and Tillage Research*, 27: 365–382.

- DUŠEK D., NOVÁK J., SLODIČÁK M. (2011): Experimenty s výchovou borovice lesní na jižní Moravě – Strážnice I a Strážnice III. Zprávy lesnického výzkumu, 56: 283–290.
- ELBERSEN B., BEAUFOY G., Jones G., NOIJ I.G.A.M., DOORN A., BREMAN B., HAZEU G. (2014): Aspects of data on diverse relationships between agriculture and the environment. Final report. Wageningen, Alterra: 225.
- GEBAUER R., MARTINKOVÁ M. (2005): Effects of pressure on the root systems of Norway spruce plants (*Picea abies* [L.] Karst.). Journal of Forest Science, 51: 268–275.
- GIERTYCH M., MÁTYÁS CS. (eds) (1991): Genetics of Scots Pine. Elsevier, Amsterdam: 280.
- HAGEN-THORN A., CALLESEN I., ARMOLAITIS K., NIHLGÅRD (2004): The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. Forest Ecology and Management, 195: 373–384.
- HÅNELL B., NORDJELL T., ELIASSON L. (2000): Productivity and Costs in Shelterwood Harvesting. Scandinavian Journal of Forest Research, 15: 561–569.
- HILLE M., OUDEN J. (2004): Improved recruitment and early growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings after fire and soil scarification. European Journal of Forest Research, 123: 213–218.
- HLAVOVÁ Z. (2004): Využití semenných roků. Lesnická práce, 83: 18–19.
- HOLUBÍK O. 2017. Dynamické změny půdního prostředí 4 roky po zalesnění orné půdy – stabilního pokusu Hovorčovice. In: Prknová H. (ed.): Zalesňování zemědělských půd – produkční a environmentální přínosy II, Sborník recenzovaných příspěvků z konference, Kostelec nad Černými lesy, 17. a 18. května 2017: 24–28.
- CHALKLEY D. (2010): Invasive Fungi. Scots stem pine rust -*Cronartium flaccidum*. Systematic Mycology and Microbiology Laboratory, Dostupné z: <http://nt.ars-grin.gov/taxadescriptions/factsheets/index.cfm?thisapp=Cronartiumflaccidum>
- KACÁLEK D., NOVÁK J., ŠPULÁK O., ČERNOHOUS V., BARTOŠ J. (2007): Přeměna půdního prostředí zalesněných zemědělských pozemků na půdní

- prostředí lesního ekosystému – přehled poznatků. Zprávy lesnického výzkumu, 52: 334–340.
- KÁDÁR I., RAGÁLYI P., MAURÁNYI A., RADIMSZKY L., GAJDO A. (2015): Effect of Gércé alginít on the fertility of an acid sandy soil. *Agrokémia és talajtan*, 64: 437–452.
- KNÍŽEK M., LIŠKA J. (2018): Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2017 a jejich očekávaný stav v roce 2018. Zpravodaj ochrany lesa, supplementum. Strnady, Lesní ochranná služba: 72.
- KONŠEL J. (1940): Naučný slovník lesnický. Díl II, M–Ž. Brno, Československá matice lesnická: 853–2108.
- KORČÁK M. (2017): Vliv alginítu na růst a prosperitu výsadeb lesních dřevin při zalesňování zemědělských půd. Diplomová práce. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 56.
- KORPEL Š., PENAZ J., SANIGA M., TESAŘ V. (1991): Pestovanie lesa. Bratislava, Príroda: 472.
- KRIEGEL H. (1998): Optimalizace zakládání porostů s borovicí. Realizační výstup. Opočno, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 5.
- KULICH J., VALKO J., OBERNAER D. (2001): Perspektíva využitia alginítu vo výžive rastlín. *Journal of Central European Agriculture*, 2: 199–206.
- KUPKA I., PRKNOVÁ H., HOLUBÍK O., TUŽINSKÝ M. (2015): Účinek přípravků na bázi řas na ujímavost a odrůstání dřevin. Zprávy lesnického výzkumu, 60: 24–28.
- LIBUS J., MAUER O. (2009): Celoplošná příprava půdy orbou v lužním lese. *Lesnická práce*, 88: 17–19.
- LOŽEK V. (2011): Zrcadlo minulosti. Česká a slovenská krajina v kvartéru. Praha, Dokořán: 200.
- MIKESKA M., VACEK S. (2006): Minimální podíl stanovištně vhodných dřevin přirozené druhové skladby při obhospodařování lesů. In: Neuhöferová P. (ed.): Zvýšení podílu přírodě blízké porostní složky lesů se zvláštním statutem ochrany, Sborník referátů, Kostelec nad Černými lesy, 25. května 2006: 1–14.
- MODLINGER R., LIŠKA J., KNÍŽEK M. (2015): Hmyzí škůdci našich lesů. Praha, Ministerstvo zemědělství: 21.

- MUSIL I., HAMERNÍK J. (2007): Lesnická dendrologie 1. Jehličnaté dřeviny: přehled nahosemenných (i výtrusných) dřevin. Praha, Academia: 352.
- NÁROVCOVÁ J. (2010): Mortalita výsadeb populace borovice lesní. Zprávy lesnického výzkumu, 55: 299–306.
- NÁROVEC V. (2000): Dicyklický růst výhonů u borovice. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 31.
- NEUHÖFERIVÁ P. (ed.) (2006): Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů, Kostelec nad Černými lesy, 17.1., 2006: 240.
- NOVÁK J., DUŠEK D., SLODIČÁK M. (2013): Výchova porostů borovice lesní a poškození sněhem. Zprávy lesnického výzkumu, 58: 147–157.
- PODRÁZSKÝ V. (2014): Základy ekologie lesa. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 144.
- PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., HART V., KEITH MOSER W. (2009): Production and humus form development in forest stands established on agricultural lands – Kostelec nad Černými lesy region. Journal of Forest Science, 55: 299–305.
- PODRÁZSKÝ V., CUKOR J., HOLUBÍK O., PRKNOVÁ H. (2017): Vliv alginitu na růst a vývoj založených kultur na plochách v oblasti obce Hovorčovice v letech 2013–2016. In: Prknová H. (ed.): Zalesňování zemědělských půd – produkční a environmentální přínosy II, Sborník recenzovaných příspěvků z konference, Kostelec nad Černými lesy, 17. a 18. května 2017: 29–33.
- POLENO Z., VACEK S. et al. (2009). Pěstování lesů III – Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 952.
- PRESCOTT C., GRAYSTON S. (2013): Tree species influence on microbial communities in litter and soil: Current knowledge and research needs. Forest Ecology and Management, 309: 19–27.
- REMEŠ J., BÍLEK L., JAHODA M. (2016): Vliv přípravy půdy a hnojení dřevěným popelem na růst sazenic borovice lesní. Zprávy lesnického výzkumu, 61: 197–202.
- RICHTER D. D., MARKEWITZ D., HEINE P. R., JIN V., RAIKES J., TIAN K., WELLS C. G. (2000): Legacies of agriculture and forest regrowth in the nitrogen of old-field soils. Forest Ecology and Management, 138: 233–248.

- SEEMEN H., LAITAMM H., PIKK J. (1998): The influence of nutritional conditions on forest soil mikroflóra. *Baltic Forestry*, 1: 2–7.
- SCHIMEL D. S., HOUSE J. I., HIBBARD K. A., BOUSQUET P., CIAIS P., PEYLIN P., BRASWELL B. H., APPS M. J., BAKER D., BONDEAU A., CANDELL J., CHURKINA G., CRAMER W., DENNING A. S., FIELD C. B., FRIEDLINGSTEIN P., GOODALE C., HEIMANN M., HOUGHTON R. A., MELILLO J. M., MOORE III B., MURDIYARSO D., NOBLE I., PACALA S. W., PRENTICE I. C., RAUPACH M. R., RAYNER P. J., SCHOLES R. J., STEFFEN W. L., WIRTH C. (2001): Recent patterns and mechanisms of C exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 414: 169–172.
- SIIPILEHTO J., LYLÛ O. (1995): Weed control trials with fibre mulch glyphosate and terbuthylazine in Scots pine plantations. *Silva Fennica*, 29: 41–48.
- SKALICKÝ V. (1988a): Regionálně fytogeografické členění. – In: Hejný S., Slavík B. (eds), *Květena České socialistické republiky 1*. Praha, Academia: 103–121.
- SKALICKÝ V. (1988b): *Pinus sylvestris*. In: Hejný S., Slavík B. (eds) 1988. *Květena České socialistické republiky*. Praha, Academia: 291–293.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J., SKOVSGAARD J. P. (2005): Wood production, litter fall and humus accumulation in a Czech thinning experiment in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management*, 209: 157–166.
- SLODIČÁK M., NOVÁK J., DUŠEK D. (2013): *Výchova porostů borovice lesní. Certifikovaná metodika*. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivost: 23.
- SLOUP M. (2010): Lesnické hospodaření – Historie, současnost a budoucnost v podmínkách střední Evropy. *Lesnická práce*, 89: 34–36.
- SLOUP M., LEHNEROVÁ L. (2016): Vliv prvních výchovných zásahů na růst a vývoj borové mlaziny z přirozené obnovy. *Zprávy lesnického výzkumu*, 61: 213–222.
- ŠINDELÁŘ J. (2004): Přirozená obnova borovice lesní. *Lesnická práce*, 83: 25–27.
- ŠINDELÁŘ J., FRÝDL J. (2006): Hlavní směry a cíle aktivit spojených se zalesňováním nelesních půd v České republice. In: Neuhöferová P. (ed.)

2006. Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník referátů, Kostelec nad Černými lesy, 17. ledna 2006: 11.
- ŠINDELÁŘ J., FRÝDL J., NOVOTNÝ P. (2007): Příspěvek k charakteristikám regionálních populací – ekotypů borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) v České republice. Zprávy lesnického výzkumu, 52: 148–159.
- ŠIŠÁK L., PULKRAB K., BUKÁČEK., NOVOTNÝ., ŠVÉDA K. (2017): Komparace nákladů v obnově lesa prostokořenným a krytokořenným sadebním materiálem. Zprávy lesnického výzkumu, 62: 59–65.
- ŠPULÁK O., KACÁLEK D. (2011): Historie zalesňování nelesních půd na území České republiky. Zprávy lesnického výzkumu, 56: 49–57.
- ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R., FIALA P., NEUDERTOVIČKA-HELLEBRANDOVÁ K., REININGER D., SAMEK T., ČIHÁK T., FADRHOŇSOVÁ V. (2014): Vápnění lesů v České republice. Praha, Ministerstvo zemědělství: 92.
- ŠTĚNIČKA S., NÁROVEC V., ŠACH F. (1997): Mortalita borovice lesní po napadení václavkou obecnou a testování účinnosti sanačních opatření v mladých borových kulturách. Zprávy lesnického výzkumu, 42: 19–22.
- TUŽINSKÝ M., KUPKA I., PODRÁZSKÝ V., PRKNOVÁ H. (2015): Influence of the mineral rock alginite on survival rate and re-growth of selected tree species on agricultural land. Journal of forest science, 61: 399–405.
- ULBRICHOVÁ I., JANEČEK V., VÍTÁMVÁS J., ČERNÝ T., BÍLEK L. (2018): Clonná obnova borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) ve vztahu ke stanovištním a porostním podmínkám. Zprávy lesnického výzkumu, 63: 153–164.
- ÚRADNÍČEK L., MADERA P., KOBLÍŽEK J., TICHÁ S. (2009): Dřeviny České republiky. Praha, Lesnická Práce: 366.
- VACEK S., SLÁVIK M. (2006): Pěstování lesů – Zalesňování zemědělských půd. Kostelec nad Černými lesy, Ústav zemědělských a potravinářských informací: 107
- VACEK S., SIMON J. et al. (2009): Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 784.
- VOPRAVIL J., PODRÁZSKÝ V., VACEK S., BEITLEROVÁ H., VACEK Z. (2017): Principy zakládání porostů na bývalé zemědělské půdě v rámci ploch vymezených k zalesnění. Metodika pro praxi. Praha, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy a Česká zemědělská univerzita v Praze: 58.

- WALL A., HEIKANEN J. (2003): Water-retention characteristics and related physical properties of soil on afforested agricultural land in Finland. *Forest Ecology and Management*, 186: 21–32.
- WILLIAMS M. (2000): Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography*, 26: 28–46.
- ZPRÁVA (2018): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2017. Praha, Ministerstvo Zemědělství České republiky: 116.

8.2 Legislativa

- NAŘÍZENÍ VLÁDY Č. 239/2007 Sb., o stanovení podmínek pro poskytování dotací na zalesňování zemědělské půdy
- VYHLÁŠKA Č. 29/2004 Sb. kterou se provádí zákon č. 149/2003 Sb., o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin.
- VYHLÁŠKA Č. 139/2004 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa
- VYHLÁŠKA Č. 298/2018 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů
- ZÁKON Č. 289/1995 Sb. o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon)

8.3 Internetové zdroje

GEOPORTAL ČUZK: (2019) Geoprohlížeč.

Dostupné z <https://geoportal.cuzk.cz/mapycuzk/>

ÚHUL (2019): Lesnicko-typologická mapa. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesa.

Dostupné z <http://geoportal.uhul.cz/mapy/MapyOprl.html>

8.4 Software

STATISTICA 13

MICROSOFT EXCEL 2007