



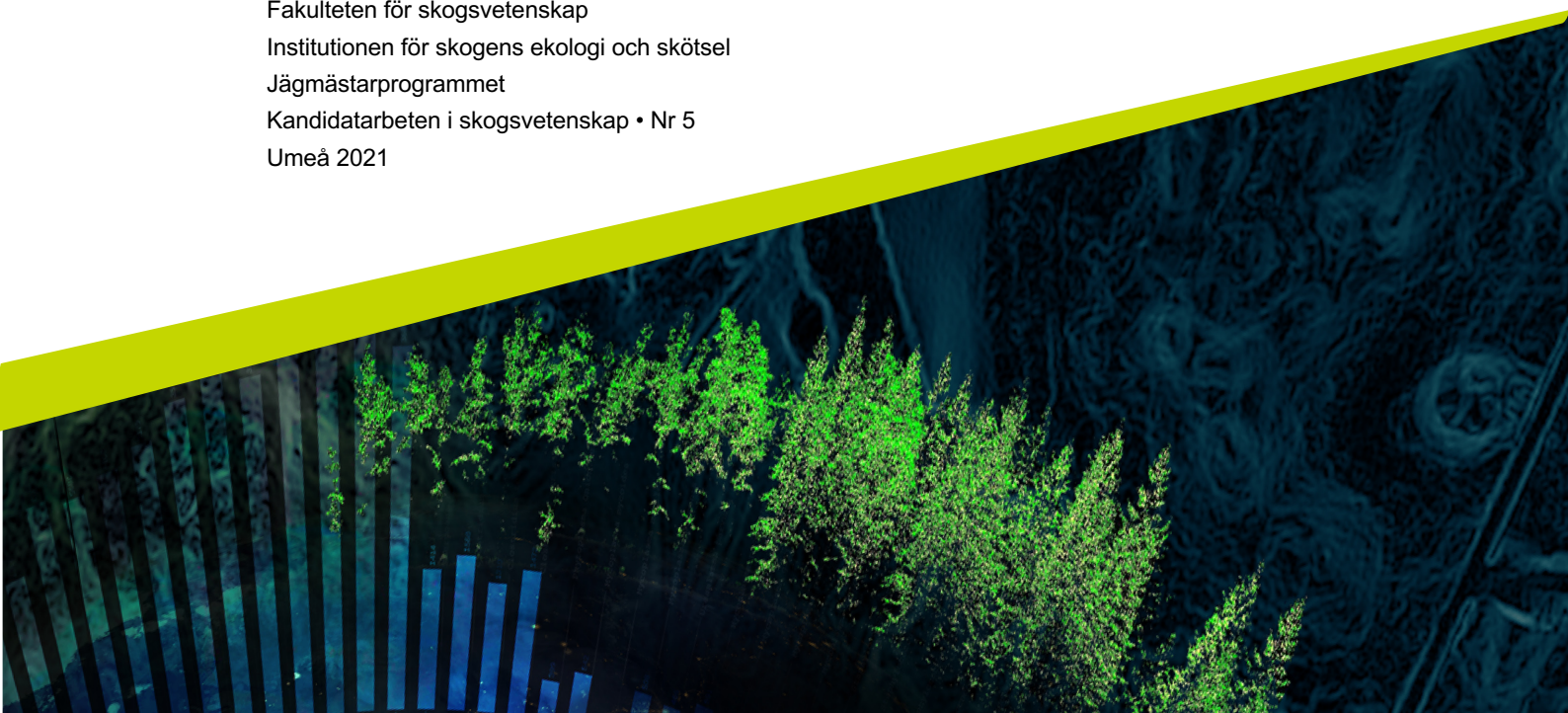
Ekologiska restaureringsåtgärders påverkan på unga trädplantor

– Bränning och luckhuggnings effekt på unga trädplantor

Ecological restoration effects on young tree plants - Effects of burning and gap-cutting on young tree plants

Atle Brevik Svensson & Ludwig Olofsson

Kandidatarbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Fakulteten för skogsvetenskap
Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Jägmästarprogrammet
Kandidatarbeten i skogsvetenskap • Nr 5
Umeå 2021



Ekologiska restaureringsåtgärders påverkan på unga trädplanter – Bränning och luckhuggnings effekt på unga trädplanter

Ecological restoration effects on young tree plants - Effects of burning and gap-cutting on young tree plants

Atle Brevik Svensson & Ludwig Olofsson

Handledare:	Joakim Hjältén, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö
Bitr. handledare:	Petter Axelsson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö
Examinator:	Gustaf Egnell, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Omfattning:	15 hp
Nivå och fördjupning:	Grundnivå, G2E
Kurstitel:	Kandidatarbete i skogsvetenskap
Kurskod:	EX0911
Program/utbildning:	Jägmästarprogrammet
Kursansvarig inst.:	Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Utgivningsort:	Umeå
Utgivningsår:	2021
Serietitel:	Kandidatarbeten i skogsvetenskap
Delnummer i serien:	5
Nyckelord:	Ekologisk restaurering, Unga trädplanter, Bränning, Luckhuggning, Succession, Störning, Skogsbruk

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

Biodiversitet är grunden för ett stabilt och funktionellt ekosystem men trots detta visar forskning att biodiversiteten i de svenska skogarna minskar som en följd av det moderna skogsbruket. För att kunna bromsa och vända denna trend kommer ekologisk restaurering av skogen vara viktigt. Syftet med studien var att öka kunskapen om hur ekologiska restaureringsmetoder i form av bränning och luckhuggning påverkar unga trädplantor. Data från 18 bestånd där åtgärderna bränning, luckhuggning och ingenting (kontrolltyta) hade utförts i 6 bestånd vardera har i denna rapport analyserats med hjälp av datorprogrammet Minitab. Bestånden var lokaliserade i Västerbottens län.

Analysen jämförde skillnaden i unga trädplantors medelhöjd, medelantal/ha samt trädslagsblandning efter att bränning och luckhuggning har utförts. Vid jämförelse av trädslagsblandning har Simpson Diversity Index (SDI) samt Effective Number of Species (ENS) använts för att mäta biodiversiteten. Analysen av ENS tyder på att trädslagsblandningen minskar i samband med restaureringsåtgärderna. Även det faktiska antalet arter analyserades och denna analys visade en motsatt trend med ökad trädslagsblandning i de restaurerade bestånden. Detta kan förklaras med att jämnheten mellan arter minskar i de restaurerade bestånden och de index som användes tar hänsyn till just detta.

Resultatet av analysen visade även en ökning av antalet unga trädplantor i koppling till de ekologiska restaureringsåtgärderna för de flesta arterna. Framst sågs en ökning av antalet lövträd. Flera av lövträden är pionjärarter och kan därav ses som en förklaring till ökningen efter störningarna.

I analysen av medelhöjderna gick ingen signifikant skillnad att urskilja mellan de olika åtgärderna. Resultaten kan vara en aning missvisande då höjden enbart mättes mellan 0-1,5 m vilket gör att plantor växer ur spannet och ej räknas. De brända beståndets plantor fick dessutom börja om från början då markvegetation försvann vid bränningen.

Nyckelord: Biodiversitet, Bränning, Luckhuggning, Ekologisk restaurering, Skogsbruk, Störning, Succession, Trädslagsblandning, Unga trädplantor

Abstract

Biodiversity is fundamental for a stable and functional ecosystem. However, studies have shown that biodiversity in Sweden is slowly declining due to modern forestry. This needs to be changed and ecological restoration can prevent further biodiversity loss. The purpose of this study was therefore to increase the knowledge of how restoration methods in the form of burning and gap cutting affects young tree plants. In this report, data from 18 different stands was compared and analysed. The three measures that were compared was: burning, gap-cutting and control plots. Each measure was done on six stands each.

The study examines change in mean height, number of trees per hectare and tree species compositions on young tree plants where either one of the two ecological restoration methods had taken place. In comparing of the tree species composition, Simpsons Diversity Index (SDI) and Effective Number of Species (ENS) was used to measure biodiversity.

The indexes showed a decrease in tree species composition in connection to gap cutting and burning. The indexes take species evenness in consideration when comparing.

A rise in number of plants was observed in the ecologically restored stands when compared to the control stands. An increase in broad leaf trees was observed. Broadleaf trees establish well after a disturbance and could be the reason to the increased number of plants.

When analysing the mean height of young tree plants no significant difference was observed. This result can however be seen as somewhat misleading. This is due to two things, the first is the fact that only trees between 0-1.5 m was included in the measuring. The second is the fact that the burned stands had to start over and establish new tree plants whilst the other two already had established plants.

Keywords: Biodiversity, Burning, Gap cutting, Restoration, Forestry, Disturbance, Succession, Tree species composition, Young tree plants

Förord

Detta kandidatarbete är skrivet av Atle Brevik Svensson och Ludwig Olofsson på Jägmästarprogrammet vid Sveriges lantbruksuniversitet i Umeå under vårterminen 2021. Arbetet omfattar 15 hp och är skrivet för institutionen för vilt, fisk och miljö.

Vi vill tacka vår handledare Joakim Hjältén och biträdande handledare Petter Axelsson för deras stöd och engagemang i detta arbete. Vi vill även tacka Hilda Edlund för rådgivning vid den statistiska analysen. Ett stort tack går även till Megan Quail och Lewis Hilton som år 2019 samlade in de data som använts i denna rapport.

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	9
Figurförteckning	10
Förkortningar	11
1. Inledning	12
1.1. Bakgrund.....	12
1.1.1. Dagens skogsbruk.....	12
1.1.2. Succession efter störning	13
1.1.3. Ekologiska restaureringsåtgärder.....	14
1.2. Syfte	15
1.2.1. Hypotes	15
1.3. Material och metod.....	16
1.3.1. Försöksområdet	16
1.3.2. Studieytorna	16
1.3.3. Restaureringsåtgärder.....	17
1.3.4. Insamling av data från försöksytor	18
1.3.5. Analys av data	18
2. Resultat.....	20
2.1. Trädslagsblandning.....	20
2.2. Medelhöjd.....	22
2.3. Antal unga trädplantor.....	23
3. Diskussion	25
3.1. Trädslagsblandning.....	25
3.2. Medelhöjd.....	26
3.3. Antal unga trädplantor.....	26
3.4. Slutsats	27
Referenser	29

Tabellförteckning

Tabell 1: Visar W-värde och P-värde från utfört Mann-Whitney u test där beståndens ENS samt antal arter jämförts.....	20
Tabell 2: Simpsons Diversity Index (SDI) och Effective Number of Species (ENS) för de olika bestånden. Tabellen beskriver även varians för varje bestånds medel av ENS och antal arter.....	21
Tabell 3: Visar W-värde och P-värde från utfört Mann-Whitney U test där beståndens medelhöjd av unga trädplanter jämfördes.	22
Tabell 4: Visar W-värde och P-värde från utfört Mann-Whitney u test där beståndens antal unga trädplanter jämförts.....	23

Figurförteckning

- Figur 1. Översiktskarta över beståndens geografiska position. Triangel motsvarar bränt bestånd, cirkel motsvarar luckhugget bestånd och fyrkant motsvarar kontrollbestånd. 17
- Figur 2: Illustrerar trädslagsfördelningen samt medelvärde på antal träd per hektar som fanns inom varje art för de olika restaureringsåtgärderna. 22
- Figur 3: Medelhöjden för unga trädplantor inom de tre bestånden: kontrollbestånd, brända bestånd och luckhuggna bestånd. Medelhöjden betecknas med ett kryss inom de olika boxarna. Även variansen visualiseras. För kontrollbestånden hade trädplantorna en medelhöjd på 0,64349 m. För brända bestånd låg medelhöjden på 0,48706 och för luckhuggna bestånd låg den på 0,57276 m. 23
- Figur 4: Medelantal unga trädplantor per hektar för de tre bestånden: kontrollbestånd, brända bestånd och luckhuggna bestånd. Kontrollbestånden hade ett medel på 743 trädplantor/ha. De brända bestånden hade 14 640 trädplantor/ha och de luckhuggna 2 147 trädplantor/ha, vilka är markerade med ett kryss i boxarna. 24

Förkortningar

ENS	Effective number of species
FSC	Forest stewardship council
GPS	Global positioning system
HA	Hektar
IDH	Intermediate Disturbance Hypothesis
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest
SDI	Simpson diversity index
UN	United nations

1. Inledning

I samband med industriella revolutionens början då människan lärde sig att massproducera olika produkter påbörjades även exploatering av skog och mark för att tillfredsställa det ökande råvarubehovet (Wrigley 1962). Denna exploatering har lett oss till där vi står idag med minskande biodiversitet (Allan et al. 2015). Över hela världen sker en minskning av naturliga skogar, biodiversitet och flera olika ekosystemtjänster vilket är grunden för att våra ekosystem ska fungera (Betts et al. 2017). I och med detta har restaureringsfrågan väckts globalt i form av projekt som UN Decade on Restoration i hopp om att reducera den negativa påverkan på den biologiska mångfalden samt kunna återställa ekosystem och för att även få den minskade biologiska mångfalden att öka (Se mer *UN Decade on Restoration*). Sverige är inget undantag utan även här har markanvändning resulterat i förlust av naturskogar. Detta har lett till negativa effekter på den biologiska mångfalden vilket gör att ekologisk restaurering är en aktuell fråga även i Sverige. Även om stora arealer redan har eller håller på att restaureras så minskar fortfarande den biologiska mångfalden i Sveriges skogar och därmed uppnår vi inte miljö kvalitetsmålen för biologisk mångfald (Bjelke 2020; *Sveriges miljömål*).

1.1. Bakgrund

1.1.1. Dagens skogsbruk

Det moderna svenska skogsbruket tog sin början när 1903 års skogsvårdslag introducerades vilket främst syftade till att införa krav på återbeskogning (Lindahl et al. 2017). Förändringar och tillägg i lagen har sedan format det moderna skogsbruket. 1948 kom ett tillägg som främjade ett skogsbruk syftat mot produktion där likåldriga bestånd med samma trädslag stod i fokus (Lindahl et al. 2017). Detta tillägg visade sig senare ha vissa negativa konsekvenser på biodiversiteten och år 1993 implementerades därav starka miljömål i lagen. 1993 års skogslag ämnade forma fortsatt produktion där miljö och biodiversitet hade en högre prioritet (Lindahl et al. 2017; Riksdagsförvaltningen). Idag räcker inte enbart lagens miljöhänsyn till och olika ekologiska restaureringsåtgärder har därav blivit mer och mer intressanta (*Sveriges miljömål*).

Vanligaste skogsskötselsystemet är idag trakthyggesbruk med kalhyggen följt av markberedning där det sedan oftast planterar barrträd (Esseen et al. 1997). Vidare diskuterar Esseen (1997) hur avverkning med kalhyggen påverkar biodiversiteten. Stora avverkningar där återplantering med samma art i slutändan resulterar i homogena skogar.

Larsson & Danell (2001) förklarar att biodiversiteten i de svenska skogarna minskat till följd av ett skogsbruk där det två fundamentala anledningarna är habitat som utvecklas till mer homogena bestånd och habitat som försvunnit helt.

För att främja biodiversitet finns idag certifieringarna som Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC) och Forest Stewardship Council (FSC) vilka ämnar med sina regleringar främja ett hållbart skogsbruk. Certifieringarna har olika miljökrav där bland annat avsättningar för att skydda naturvärden samt att gynna lövträd är en stor del (Yrjölä 2002; Sweden; *Svenska PEFC-standard*).

1.1.2. Succession efter störning

Det boreala barrskogsområdet sträcker sig som ett bälte runt delar av norra halvklotet där bland annat stora delar av Sverige ingår. Inom den boreala skogen finns det flera olika typer av både biotiska och abiotiska störningar som påverkar dynamiken i ekosystemen (Kuuluvainen 1994). Kuuluvainen (1994) har delat in de olika störningarna i tre klasser utifrån deras omfattning. Den första klassen är successionsdynamik som syftar på storskaliga störningar som exempelvis högintensiva skogsbränder eller insektsutbrott. Den andra är gruppdynamik som till exempel innefattar lågintensiva skogsbränder eller insektsutbrott, men i mindre skala än i successionsdynamik. Den tredje är luckdynamik som innefattar störningar i liten skala, exempelvis ett vindfälle. Dessa olika klasser av störning har successionscykler som skiljer sig från varandra (Kuuluvainen 1994). Vid storskalig störning i form av successionsdynamik sker föryngring av plantor samtidigt över hela det störda området vilket bildar ett relativt jämnårigt bestånd (Eberhart & Woodard 1987). Vid denna typ av störning är det vanligt att enstaka träd eller grupper av träd överlever och dessa individer spelar en stor roll för föryngringen och strukturen av det framtida beståndet (Östlund et al. 1997; Axelsson & Östlund 2001; Axelsson et al. 2002).

Efter en storskalig störning finns det en generell successionsordning. Denna börjar då störningen inträffat och marken antingen är bränd eller då de etablerade träden blåst ned och enbart blottat fältskikt återstår (Angelstam & Kuuluvainen 2004). Efter störning är nästa successionssteg ungskog med både barr och lövträd. Träden få mer och mer slutna kronor som påverkar bottenskiktet eftersom ljusstillgången och vindhastigheten minskar samt att det blir fuktigare. När detta bestånd blir äldre kommer konkurrensen bland träden öka vilket leder till självgallring om inte föryngringen har varit dålig och konkurrens ej förekommer (Angelstam och Kuuluvainen 2004). Därefter kommer pionjärarter som björk

(*Betula*) och asp (*Populus tremula*) successivt minska eftersom de är ljuskrävande arter men om dessa arter redan har etablerats och finns i de dominerande trädskiktet kommer de fortsatt förekomma (Haapanen 1965). Arter som är mer skuggtåliga kommer fortsatt förekomma under de dominerande trädskiktet som sedan följs av ett etablerat bestånd äldre träd (Haapanen 1965; Angelstam 1998; Yaroshenko et al. 2001).

Nästa steg i successionen kan kallas för den mogna fasen eftersom träden har nått full höjd och det är även i denna fas som avverkning normalt sker. Det är även i denna fas som nedbrytning av döda träd är som lägst efter som de träd som dött i tidigare stadier är mestadels förmultnade. De levande träden har inte uppnått tillräckligt hög ålder för att självgallring i någon större omfattning ska förekomma (Siitonen 2001). Även Björk och Asp förekommer i denna fas men börjar bli gamla och svaga. Skogen går i detta skede successivt mot att bli en fullskiktad skog och bottenskiktet får större andel skuggtåliga arter.

Sista steget i successionsprocessen kan kallas för åldrande skog och ibland även naturskog. Det som sker i detta stadie är att träd som tidigare varit starka och friska börjar bli utsatta för svampangrepp, snöbrott, insektsangrepp och vindfällan. Detta leder till att förmultning av ved kommer att öka tills jämvikt infinner sig där tillväxten är lika stor som avgången av träd. När träd dör bildas luckor i beståndet vilket leder till att ljustillförseln och vattentillgången ökar. Detta leder i sin tur till att träd som tidigare varit undertryckta kan växa in i det härskande skiktet samt att det möjliggör för ökad föryngring i luckan (Oliver & Larson 1996). Detta stadium bör ej betraktas som en slutstation där skogen har slutat att utvecklas utan som ett dynamiskt system som ständigt förändras (Kneeshaw & Gauthier 2003).

Successionsprocessen ser dock olika ut beroende på vilken typ av störning som har inträffat. Har störning på grund av brand inträffat så har bottenskiktet samt unga träd dött medan vissa individer från det dominerande skiktet klarar sig och där med står för en stor del av föryngringen. Har störningen skett till följd av storm har det dominerande trädskiktet till stor del dött medan mindre undertryckta skuggtåliga växter klarat sig och står för en betydande del i föryngringen (Angelstam & Kuuluvainen 2004).

1.1.3. Ekologiska restaureringsåtgärder

Med dagens skogsbruk skapas homogena bestånd med lite död ved vilket har lett till att restaureringsåtgärder många gånger efterliknar skogens naturliga störningar. Detta innebär att mer död ved i olika dimensioner lämnas och fungerar som substrat för fåglar, insekter och svampar för att öka biodiversiteten (Shorohova et al. 2011; Boucher et al. 2012; Shorohova & Kapitsa 2015). Vid olika typer av naturliga störningar skiljer sig successionsdynamiken vilket gör att variationen av arter som

etableras påverkas beroende på typen av störning. I och med detta finns det olika restaureringsmetoder för att efterlikna de olika störningarna.

En ekologisk restaureringsåtgärd som liknar den störning som sker vid ett vindfälle är luckhuggning. Luckhuggning är en restaureringsmetod där alla träd inom ett mindre område avverkas för att efterlikna luckdynamiken som sker i en naturskog. Åtgärden kan gynna återväxt i luckan och kan vara fördelaktig för framförallt skugg-känsliga arter (Hallikainen et al. 2019). Kuuluvainen (1994) menar att en etablerad lucka skapar naturliga möjligheter för återväxt. Då träden faller i luckan skapas störningar i marken vilket ger möjlighet för frön att etablera sig och gro. Minskad skuggning av höga träd ger större ljusinsläpp samt mindre konkurrens om resurser vilket gynnar en fortsatt tillväxt för de etablerade fröerna och plantorna (Liu & Hytteborn 1991; Kuuluvainen 1994).

Historiskt var skogsbränder den främsta faktorn som kontrollerade successionen inom de svenska skogarna. Bränderna bidrog även till en balanserad åldersfördelning (Zackrisson 1977). Antalet skogsbränder är något som har minskat i det boreala skogarna de senaste århundradet (Wallenius 2011). Anledningen till att frekvensen av bränder minskat ligger i en förbättrad brandbekämpning enligt Zackrisson (1977). En studie gjord av Vanha-Majamaa (2007) visar att det är möjligt att öka trädslagsvariationen i boreal skog med hjälp av restaureringsåtgärden bränning. Åtgärden ökar även biodiversiteten trots att en stor del av den stående volymen avverkades och användes för kommersiellt skogsbruk. Enligt Johnstone och Chapin (2006) visar det sig även att bränd mark har en positiv effekt vad gäller uppkomsten av nya plantor efter 3 år. Enligt studien var uppkomsten av nya plantor som störst där det hade brunnit kraftigt och på platser där förnan var tjockare än 2,5 cm var uppkomsten av plantor betydligt lägre.

1.2. Syfte

Då naturliga störningar inte förekommer i samma utsträckning som tidigare samtidigt som det sker en minskning i biodiversitet är olika ekologiska restaureringsmetoder extremt intressanta idag. Att skapa åtgärder som både ger goda resultat men på samma gång är kostnadseffektiva är intressant för många aktörer inom skogsbranschen. Syftet med denna undersökning är därför att utvärdera effekterna av bränning och luckhuggning på tillväxt och återväxt hos trädplantor.

1.2.1. Hypotes

Utifrån de bakgrundsfakta som presenterats har dessa hypoteser formulerats. Hypoteserna är:

- Trädslagsblandningen tros öka i områden där restaureringsåtgärder har utförts vilket leder till ökad biodiversitet.
- Restaureringsåtgärder på provytorna tros leda till ökad medelhöjd på unga trädplantor.
- Restaureringsåtgärderna tros öka antalet unga trädplantor inom bestånden.

1.3. Material och metod

1.3.1. Försöksområdet

Denna studie är en delstudie i projektet “Framtidens skog: restaureringsstrategier för framtiden – en test av olika strategier på bestånds och substratnivå” som tog sin början år 2010. Projektet syftar till att utvärdera det bevarandebiologiska värdet av bränning samt luckhuggning i frivilliga avsättningar. Det granskar även om dessa åtgärder kan ses som kostnadseffektiva. Projektet lägger fokus på att utvärdera restaureringsmetoderna luckhuggning och bränning i jämförelse mot att lämna ett bestånd för fri vidareutveckling.

1.3.2. Studieytorna

Ytorna som användes i studien ligger mellan: 63°23 N till 64°30 N och 17°37 E till 21°20 E i norra Sverige. Från början fanns sextio bestånd med möjlighet att skapa ytor på. Bestånden tillhandahölls av Holmen skog och var alla frivilliga avsättningar genom deras FSC-certifiering. Av de sextio bestånden valdes arton ut. Beståndens geografiska position går att se i figur 1. Urvalet gjordes inte slumpmässigt utan syftade till att ta fram bestånd som delade liknande egenskaper. De arton bestånden hade liknande trädslagsfördelning med andelarna 5-20% löv, 20-70% tall (*Pinus sylvestris*) och 30-60% gran (*Picea abies*). Åldersfördelningen låg mellan 80-160 år och bestånden hade en volym mellan 150-270 m³/ha-1. Alla bestånden hade liknande markvegetation med dominans av blåbärsris alternativt lingonris. De dominerande trädslagen var tall och gran. Lövträden bestod av asp (*Populus tremula*) glasbjörk (*Betula pubescens*), vårtbjörk (*Betula pendula*), rönn (*Sorbus aucuparia*) samt sälg (*Salix caprea*). Se mer i Hjälten, J., et al 2017 och Häglund, R., et al 2015.



Figur 1. Översiktskarta över beståndens geografiska position. Triangel motsvarar bränt bestånd, cirkel motsvarar luckhugget bestånd och fyrkant motsvarar kontrollbestånd.

1.3.3. Restaureringsåtgärder

De 18 bestånden delades upp i tre olika grupper, bränning, luckhuggning samt kontrolllyta där varje kategori utfördes i sex bestånd vardera. Uppdelningen utfördes så att alla tre kategorier blev representerade på alla olika geografiska delar av försöksområdet.

Bränning utfördes under sommaren år 2011. 5-30% av träden i de brända ytorna avverkades innan bränning. Avverkningen utfördes för att täcka kostnaden för restaureringsåtgärden samt för att skapa torra förhållanden inför bränning. En del av det avverkade träden, cirka 2-5 m³/ha lämnades även kvar i ytorna för att utgöra liggande bränd död ved samt fungera som bränsle vid själva bränningen.

Luckhuggningen utfördes under vinter och vår 2011. Luckorna skapades med en traditionell skördare och hade alla radien 10 m vilket gav en area på 314 m². Luckorna skapades alltid runt ett utvalt centrumträd som lämnades kvar i ytan. Arter som prioriterades för centrumträd var björk (både glas och vårtbjörk), asp och sälg, men där dessa inte förekom prioriterades tall. Vid skapandet av luckorna användes fyra metoder. Träden ringbarkades, puttades omkull, fälldes vid basen eller fälldes högt upp för att skapa högstubbar. I hälften av ytorna utfördes alla dessa åtgärder och träden lämnades kvar i luckan. I resterande ytor fälldes alla träd vid basen och virket togs ut ur skogen. Precis som vid bränningen gjordes uttaget för att finansiera åtgärden. Uttaget av virke gjorde även att gränsen för kvarliggande död ved från barrträd om 5 m³/ha inte överskreds. I varje bestånd utgjorde luckorna cirka 19 % av arealen.

Bestånden valda som kontrolllytor lämnades helt orörda. Se mer om restaureringsåtgärder i Hjälten, J., et al 2017 och Häggglund, R., et al 2015.

1.3.4. Insamling av data från försöksytor

Insamlingen gjordes av två erasmusstudenter, Megan Quail och Lewis Hilton, år 2019. Totalt mättes sex bestånd där luckhuggning utförts. Ytorna lokaliserades med hjälp av GPS koordinater utlagda under tidigare utförda experiment. I ytorna lokaliserades först centrumträdet. Från centrumträdet skapades en cirkelprovyta med radie 3 m. Alla träd inom cirkelprovytan med en höjd under 1,5 m registrerades. I registreringen antecknades art samt höjd för varje träd under 1,5 m. Ytans position antecknades även i registret. 15 m från luckans kant, i östlig riktning, gjordes sedan ytterligare en yta. Ytan randomiserades ut med hjälp av att blunda, snurra några varv och sedan kasta en boll upp i luften. En ny cirkelprovyta med radien 3 m skapades sedan med bollen som centrum och alla träd under 1,5 m registrerades som tidigare, art och höjd. Positionen för ytan antecknades även den. Totalt utfördes fem mätningar vilket resulterade i fem mätta luckor med fem tillhörande skogsytor i varje bestånd.

Totalt mättes sex bestånd där bränning utförts. Ytorna lokaliserades med GPS koordinater utlagda under tidigare experiment. Centrumpunkt för ytan var markerad med en centrumpinne och mätningarna utfördes utifrån denna. En cirkelprovyta med radien 3 m upprättades runt centrumpinnen. Höjd och art registrerades på alla träd inom ytan som hade en höjd under 1,5 m. Från ytans mittpunkt placerades sedan tre nya ytor ut, med ett intervall om 20 m, i nordlig riktning. Vid varje 20 meters intervall utfördes "boll-metoden", beskriven tidigare i texten, för att göra mätningen mer slumpmässig. Mätningar utfördes som tidigare med en cirkelyta med radien 3 m. Detta utfördes även i sydöstlig samt i sydvästlig riktning där alla mätningar utgick från centrumpinnen. Totalt resulterade detta i tio provytor per bestånd.

Totalt mättes sex bestånd vilka valts ut att agera som kontrolltytor. Ytorna lokaliserades här med GPS koordinater från tidigare utförda experiment. Mätningarna utfördes på samma sätt som i de brända ytorna vilket går att avläsa ovan. Totalt resulterade mätningarna i tio provytor per bestånd.

1.3.5. Analys av data

Vid analys av det insamlade data beräknades först medelvärdet av höjden och antalet plantor för varje bestånd. Detta gjordes för att få data som är oberoende av varandra. Dessa medelvärden användes sedan för statistisk analys i Minitab. Datat var inte normalfördelat och på grund av detta användes Mann-Whitney U test där de brända bestånden och luckhuggningsbestånden separat testades mot kontrollbestånden. Via Mann-Whitney går det att ta reda på om två medelvärden skiljer sig signifikant eller inte. I testet rankas alla värden från båda urvalen gemensamt. Det lägsta värdet får värde 1, näst lägst får värde 2, och så vidare. Här fås även ett W-värde vilket beskriver summan av alla rankade värden i det

förstnämnda urvalet. Totalt hade vi alltid 6 värden i varje urval (de 6 bestånden i varje kategori). I detta fall betydde detta att ett W-värde över 39 visade att det första urvalet hade större värde än de andra. Likaså visade ett W-värde under 39 att det första urvalet har ett mindre värde än de andra.

Vid jämförelse av trädslag och trädslagsfördelning användes Simpsons diversity index (SDI) som kan beskrivas med formeln: $1 - \left(\frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)} \right)$ där n är antalet arter av en given art och N är totala antalet av alla arter. Detta användes för att kunna sätta ett värde på de olika beståndens biodiversitet. Med SDI beräknas ett värde mellan 0 till 1 där 0 är ingen biodiversitet och ju närmare 1 desto högre diversitet är det. SDI tar hänsyn till hur representativ varje art inom varje bestånd är det vill säga om det finns 4 arter i ett bestånd där en är överrepresenterad och resten är underrepresenterade så kommer hänsyn till detta tas och ge ett lägre SDI jämfört med om det är lika många av varje art. SDI har inte ett linjärt samband och därför beräknades Effective Number of Species (ENS) som kan beskrivas med formeln $\frac{1}{1-D}$ där D står för SDI. ENS är därmed baserat på SDI men har ett linjärt samband och därmed kan ENS värdena jämföras med varandra och användas i en statistisk analys. ENS värdena användes därefter i ett Mann-Whitney U test med samma signifikansnivå som tidigare och där det krävdes ett p-värde lägre än 0,05 för att kunna förkasta nollhypotesen.

2. Resultat

2.1. Trädslagsblandning

Resultaten från den statistiska analysen av ENS visar en signifikant skillnad mellan kontrollbestånden och de brända bestånden (*tabell 1*). Ingen signifikant skillnad fanns mellan kontroll och de luckhuggna bestånden (*tabell 1*). Ingen signifikant skillnad fanns mellan de brända bestånden och de luckhuggna bestånden (*tabell 1*).

Analysen av antal arter visar att inget P-värde var under 0,05 (*tabell 1*) och därmed förekom ingen signifikant skillnad mellan något bestånd.

Vid jämförelse av medel ENS är den största skillnaden mellan kontrollbestånden och de brända ytorna där kontrollbestånden har ett 78 % högre ENS medelvärde (*tabell 2*). Vid jämförelse av medelantal arter har istället kontrollbestånden lägst värde och de brända bestånden har högst (*tabell 2*).

Medelvärde för SDI jämförs ej eftersom SDI inte har ett linjärt samband.

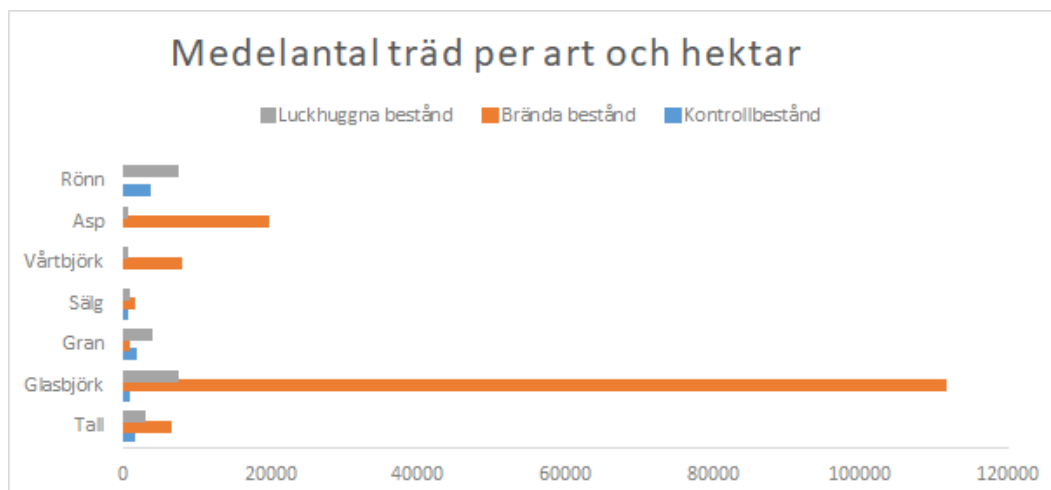
Tabell 1: Visar W-värde och P-värde från utförd Mann-Whitney u test där beståndens ENS samt antal arter jämförts

Åtgärder som testats (ENS)	W-värde	P-värde
Kontroll - Bränt	52,00	0,045
Kontroll - Luckhuggning	51,00	0,065
Bränt – Luckhuggning	33,00	0,378
Åtgärder som testats (Antal arter)		
Kontroll - Bränt	30,00	0,173
Kontroll - Luckhuggning	33,00	0,378
Bränt - Luckhuggning	43,0	0,575

Tabell 2: Simpsons Diversity Index (SDI) och Effective Number of Species (ENS) för de olika bestånden. Tabellen beskriver även varians för varje bestånds medel av ENS och antal arter.

Bestånd	SDI	ENS	Antal arter
Kontroll 8668	0,78	4,59	4
Kontroll 4725	0,73	3,75	3
Kontroll 3298	0,73	3,75	3
Kontroll 3191	0,61	2,55	3
Kontroll 6232	0,71	3,5	4
Kontroll 6083	0,18	1,22	4
Kontroll Medel:	0,62	3,23	3,5
Varians:	-	+0,73. -1,01	+0,5.-0,5
Bränt 2746	0,48	1,91	5
Bränt 4402	0,52	2,07	4
Bränt 1935	0,12	1,13	2
Bränt 3126	0,64	2,82	4
Bränt 7552	0,11	1,13	5
Bränt 6210	0,44	1,79	6
Bränt Medel:	0,39	1,81	4,33
Varians:	-	+0,45. -0,68	+0,92. -0,83
Luckhuggning 6323	0,60	2,53	5
Luckhuggning 505	0,64	2,79	4
Luckhuggning 8570	0,57	2,34	3
Luckhuggning 5655	0,17	1,21	4
Luckhuggning 4848	0,55	2,24	5
Luckhuggning 7315	0,44	1,77	3
Luckhuggning Medel:	0,5	2,15	4
Varians:	-	+0,45. -0,52	+1,0. -1,0

Både likheter och skillnader kan iakttas vid jämförelse av diversitet och trädslagsblandning. Sett till antal träd dominerade de brända bestånden inom alla arter förutom rönn och gran. Rönn påträffades ej inom de brända bestånden och gran fanns i mycket få antal (*figur 2*). Medelantalet glasbjörkar inom de brända ytorna uppgick till över 100 000/ha vilket är upp emot fem gånger större än den näst mest förekommande arten (*figur 2*). Glasbjörk är därmed överrepresenterad gentemot de andra arterna. Inom de luckhuggna bestånden påträffades alla arter medan arterna asp och vårtbjörk saknades inom kontrollbestånden (*figur 2*).



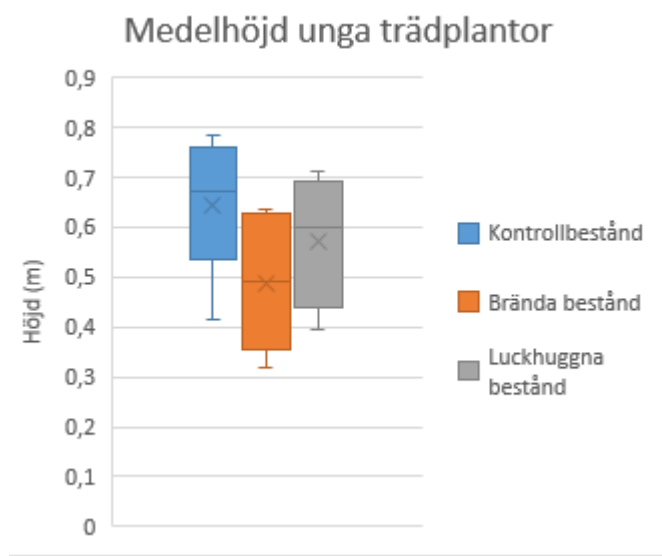
Figur 2: Illustrerar trädslagsfördelningen samt medelvärde på antal träd per hektar som fanns inom varje art för de olika restaureringsåtgärderna.

2.2. Medelhöjd

Det fanns ingen signifikant skillnad i medelhöjd mellan de olika åtgärderna. Den största skillnaden var mellan kontrollbestånden och de brända bestånden. Där påträffades en skillnad på 0,16 meter i medelhöjd (figur 3) med ett P-värde på 0,066 (tabell 3), vilket inte är en signifikant skillnad även fast en viss trend går att urskilja. Skillnaden i de andra jämförelserna av bestånd är inte lika tydliga med P-värden på 0,471 respektive 0,378 (tabell 3) och ingen signifikant skillnad påträffades.

Tabell 3: Visar W-värde och P-värde från utförd Mann-Whitney U test där beståndens medelhöjd av unga trädplantor jämfördes.

Åtgärder som testas	W-värde	P-värde
Kontroll - Bränt	51,00	0,066
Kontroll - Luckhuggning	44,00	0,471
Bränt - Luckhuggning	33,00	0,378



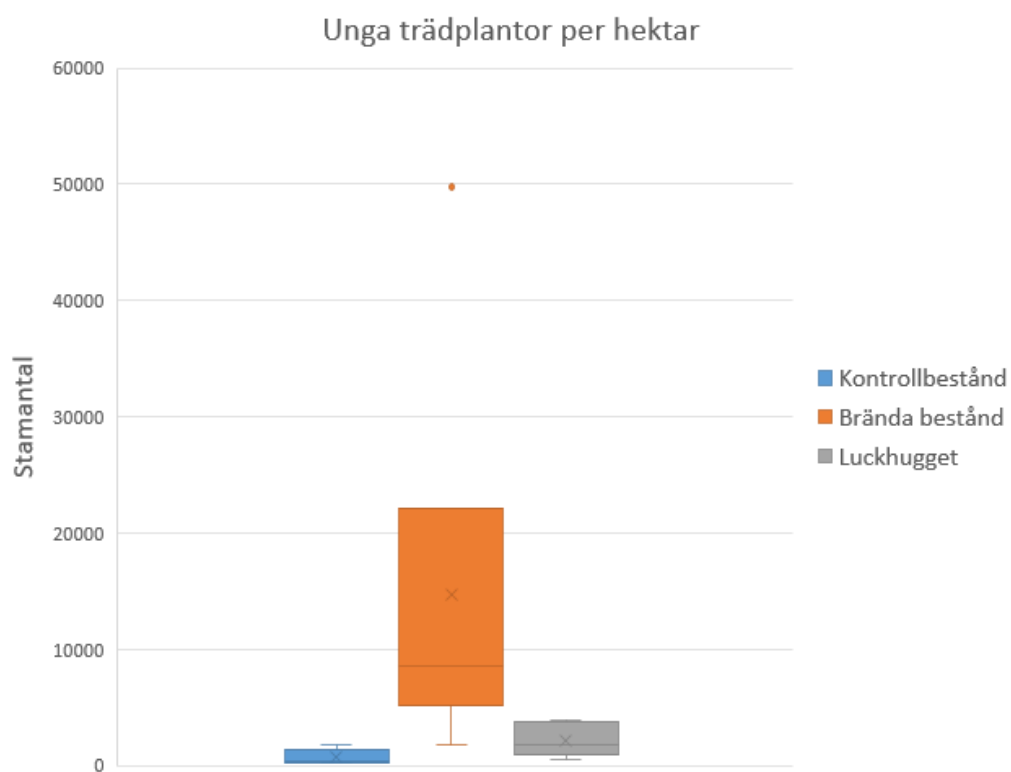
Figur 3: Medelhöjden för unga trädplantor inom de tre bestånden: kontrollbestånd, brända bestånd och luckhuggna bestånd. Medelhöjden betecknas med ett kryss inom de olika boxarna. Även variansen visualiseras. För kontrollbestånden hade trädplantorna en medelhöjd på 0,64349 m. För brända bestånd låg medelhöjden på 0,48706 och för luckhuggna bestånd låg den på 0,57276 m.

2.3. Antal unga trädplantor

Den största skillnaden vad gäller antalet unga trädplantor var mellan kontrollbestånden och de brända bestånden där det brända bestånden har nästan 20 gånger fler stammar (figur 4). Här kunde en signifikant skillnad och ett P-värde på 0,008 påvisas (tabell 4). En signifikant skillnad kunde även påvisas mellan det brända och luckhuggna beståndet med ett P-värde på 0,02 (tabell 4). Vid jämförelse av kontrollbestånden och de luckhuggna bestånden påträffades ingen signifikant skillnad (tabell 4). En tydlig skillnad på antal plantor går att urskilja i de brända bestånden där medelantal plantor överstiger 14 000 plantor/ha jämfört med övriga bestånd där luckhuggningsbestånden har ett medelvärde på 2 147 plantor/ha och kontrollbestånden på 743 plantor/ha (figur 4). I figuren syns även ett högt värde för de brända bestånden på ca 50 000 plant. Detta värde kan göra att medelvärdet blir missvisande.

Tabell 4: Visar W-värde och P-värde från utförd Mann-Whitney u test där beståndens antal unga trädplantor jämförts.

Åtgärder som testas	W-värde	P-värde
Kontroll - Bränt	22,00	0,008
Kontroll - Luckhuggning	27,00	0,065
Bränt - Luckhuggning	54,00	0,020



Figur 4: Medelantal unga trädplantor per hektar för de tre bestånden: kontrollbestånd, brända bestånd och luckhuggna bestånd. Kontrollbestånden hade ett medel på 743 trädplantor/ha. De brända bestånden hade 14 640 trädplantor/ha och de luckhuggna 2 147 trädplantor/ha, vilka är markerade med ett kryss i boxarna.

3. Diskussion

3.1. Trädslagsblandning

Vår initiala hypotes angående trädslagsfördelningen var att restaureringsåtgärderna skulle öka trädslagsblandningen vilket i sin tur skulle leda till ökad biodiversitet. Våra resultat talar dock emot denna hypotes. Vid analysen av ENS mellan kontrollbestånden och de brända bestånden påträffades en signifikant skillnad (*tabell 1*) som tyder på att det är högre trädslagsblandning i kontrollbestånden. Analysen av kontrollbestånden och de luckhuggna bestånden har en liknande trend där trädslagsblandningen tycks vara högre i kontrollbeståndet men skillnaden var inte signifikant. I denna analys jämfördes endast sex bestånd från varje restaureringsåtgärd vilket gör att det är få ytor som har jämförts. För att kunna bevisa trenden mellan kontrollbestånden och de luckhuggna bestånden skulle fler bestånd med respektive behandling behöva jämföras.

Även medelantalet trädarter har jämförts som ett annat mått på trädslagsblandning. Här kunde inte någon signifikant skillnad påvisas mellan någon av de olika åtgärderna. Något intresseväckande vad gäller jämförelsen av medelantalet trädarter är att det finns en trend som pekar åt motsatt håll jämfört med trenden för ENS. Vid jämförelse av ENS minskade trädslagsblandningen i de restaurerade bestånden medan vid jämförelse av medelantalet trädarter tycktes medelantalet trädarter öka i de restaurerade bestånden. Huruvida vilket resultat som är mer trovärdigt bör ENS ge en rättvisare bild av hur trädslagsblandningen ser ut då den tar hänsyn till arternas jämnhet i antal. Enligt de data som presenteras i figur 2 går det att urskilja hur glasbjörk är överrepresenterat inom de brända bestånden. Det här kan ses som anledningen till de brända beståndens låga ENS värde.

Anledningen till att resultatet talar emot hypotesen kan förklaras med the Intermediate Disturbance Hypothesis (IDH). Enligt IDH återfinns den högsta biodiversiteten där störningsfrekvensen varken är för hög eller för låg (Roxburgh et al. 2004). I de bestånd där åtgärden ska efterlikna en störning har denna störning relativt nyligen utförts och detta gör att det är rimligt att mycket pionjärarter påträffas och många sekundärarter är frånvarande. Detta är en möjlig förklaring till att trädslagsblandningen har minskat i de restaurerade bestånden.

I hypotesen beskrivs även hur biodiversiteten troddes öka i samband med en ökad trädslagsblandning. Resultaten enligt ENS tyder på att trädslagsblandningen försämrats i samband med dessa restaureringsåtgärder men detta behöver inte i sin tur sänka biodiversiteten. Inom biodiversitet räknas alla typer av växter och djur in vilket betyder att bara för att antalet trädarter minskar behöver inte den totala biodiversiteten göra det. Med ett större perspektiv bör dock biodiversiteten i de svenska skogarna öka då dessa åtgärder medför en mer diversifierad skog som gynnar unga lövträd. Dessa lövrika bestånd bryter av dagens annars relativt homogena skogar som skapats av skogsbruket.

3.2. Medelhöjd

Vår hypotes var att medelhöjden för trädplantor skulle öka inom de bestånd där restaureringsåtgärder utförts. Vid analys av det data som tagits fram påfanns ingen signifikant skillnad i medelhöjd mellan de restaurerade bestånden och kontrollbestånden. I testet räknades bara höjden av plantor som var inom höjdspannet 0-1,5 m. Detta kan vara en anledning till att det inte är en signifikant skillnad mellan de olika bestånden eftersom plantor till slut växer ur detta höjdspan och därmed inte inräknas längre. Något som kanske hade varit mer intressant att testa är tillväxten på plantorna. En metod för mätning skulle kunna varit att med hjälp av årsringarna kontrollera tillväxten.

En skillnad mellan bestånden att ta i åtanke är att inom kontroll och det luckhuggna bestånden fanns det redan etablerade plantor från start medan det brända bestånden helt behövde etablera sig på nytt. Hur vida detta hade någon betydelse är svårt att säga eftersom ingen signifikant skillnad kunde visas.

3.3. Antal unga trädplantor

Vår hypotes gällande unga trädplantor var att restaureringsåtgärderna förväntades öka antalet unga trädplantor inom bestånd. Analysen av data ger stöd till vår hypotes. Vid jämförelse mellan kontrollbestånden och de brända bestånden kunde en stark signifikant skillnad påträffas (*tabell 4*). Det går även att se att antalet unga trädplantor sticker ut inom det brända bestånden jämfört med kontroll och de luckhuggna bestånden (*figur 4*). Även vid jämförelse mellan de brända bestånden och de luckhuggna bestånden kunde en signifikant skillnad påträffas vilket talar för att det är en stor skillnad mellan de olika restaureringsåtgärderna där det är betydligt fler antal unga trädplantor i det brända bestånden. Att de brända bestånden sticker ut så mycket som de gör beror förmodligen på den stora uppkomsten av glasbjörk (*figur 2*) som förekom inom de brända bestånden. Vid jämförelse mellan kontrollbestånden och de luckhuggna bestånden kunde ingen

signifikant skillnad påträffas men en trend kan påvisas som tyder på att antalet unga trädplantor har ökat i de luckhuggna bestånden. För att kunna förbättra styrkan i vår analys skulle fler bestånd kunna jämföras för att utgöra ett större dataunderlag och därmed kunna dra säkrare slutsatser. Ett bestånd inom de brända bestånden skiljde sig ganska mycket mot resterande, vilket går att se som en ensam punkt i figur 4. Detta bestånd hade oerhört mycket glasbjörk och kan orsaka att brända ytors medelvärde är en aning missvisande då enbart 1 av punkterna hade denna stora mängd plantor.

Den stora ökningen av lövträd och framförallt glasbjörk inom de ekologiskt restaurerade bestånden tros vara beroende av att björk producerar mer frön än både gran och tall (Fries 1984). Björk är även en pionjärart vilket innebär att den är en av de första arterna att etableras efter en störning. Något som också påverkar den naturliga föryngringen är det faktum att frönas groning har en stark korrelation med tjockleken på förnalagret där en tunnare förna ger bättre etablering av plantor (Karlsson & Skogsstyrelsen 2009). Träd med större frön har större chans att överleva i ogynnsamma förhållanden (Walters & Reich 2000) och detta är något som björken inte har i relation till gran och tall (Fries 1984). Detta innebär att det blir mycket gynnsamma förhållanden i framför allt de brända bestånden för björk där tunnare humuslager ofta påträffas.

En ökad andel unga trädplantor innebär ett mer diversifierat landskap eftersom dessa lövrika bestånd blir ett inslag i den annars relativt homogena skogen. Eftersom dessa lövrika skogar är saknas i många delar av Sverige fungerar dessa bestånd som öar med habitat för arter som kräver lövskog. Det finns även en stor chans att många av dessa lövträd kommer att överleva till vuxen ålder och kommer därmed fungera som substrat för många andra arter.

3.4. Slutsats

För att sammanfatta detta tyder analyserna av data på att i ett mikroperspektiv sjunker trädslagsblandningen i samband med restaureringsåtgärder i form av bränning och luckhuggning men tros ha en motsatt effekt sett i ett makroperspektiv. Med ett makroperspektiv kan dessa åtgärder göra den annars relativt homogena svenska skogen mer diversifierad med mer lövinslag. Dessa åtgärder fungerar även som substrat för annat liv än enbart träd och därmed behöver inte dessa åtgärder nödvändigtvis ha en negativ inverkan på biodiversiteten inom de restaurerade bestånden. Då biodiversiteten inte enbart fokuserar på trädslag utan alla arter i ett ekosystem kommer dessa lövrika ekosystem fungera som habitat för många nya arter. Lövskogen är idag en väldigt liten del av landskapet och en ökning kan enbart ses som positiv sett från ett biodiversitetsperspektiv. När resultaten av medelhöjd sedan jämfördes påfanns ingen signifikant skillnad. Eftersom enbart träd inom spannet 0,0-1,5 m mättes kan detta ha gjort att vissa träd som redan vuxit ur spannet

missats. I sin tur kan en faktiskt ökad tillväxt ej observerats. I framtida forskning kan medeltillväxten med fördel undersökas istället. Något som dessa åtgärder påverkade var antalet unga trädplantor. I samband med restaureringsåtgärderna kunde en ökning av unga plantor urskiljas vilket var det som vi trodde skulle hända. Alla resultat gällande antalet unga trädplantor var inte signifikanta men en tydlig trend kunde påvisas.

För vidare forskning inom detta område skulle fler bestånd med fördel kunna jämföras för att få ytterligare data och tydligare resultat. Det data som har använts var tillräckligt för att kunna stärka vissa hypoteser men en del resultat visar enbart en trend. För tydligare resultat och för att påvisa signifikanta skillnader behövs därmed data från fler bestånd. Vid vidare forskning inom detta område kan det även vara av intresse att mäta medeltillväxten på plantor. Med detta mått växer inte plantor ut ur det givna höjdspannet och därmed kan eventuella skillnader mellan de olika restaureringsmetoderna påträffas.

Denna typ av studie är viktig för att veta effekter av olika typer av restaureringsmetoder och för att i framtiden kunna använda rätt typ av åtgärd på rätt plats. Denna kunskap blir allt viktigare i takt med att biodiversiteten minskar. Denna kunskap är viktig för att i framtiden kunna bedriva ett hållbart skogsbruk med god biodiversitet där högre lövinslag prioriteras.

Referenser

- Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., Böhm, S., Grassein, F., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Morris, E.K., Oelmann, Y., Prati, D., Renner, S.C., Rillig, M.C., Schaefer, M., Schloter, M., Schmitt, B., Schöning, I., Schrumpf, M., Solly, E., Sorkau, E., Steckel, J., Steffen-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weiner, C.N., Weisser, W.W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W. & Fischer, M. (2015). Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters*, 18 (8), 834–843. <https://doi.org/10.1111/ele.12469>
- Angelstam, P. & Kuuluvainen, T. (2004). Boreal Forest Disturbance Regimes, Successional Dynamics and Landscape Structures: A European Perspective. *Ecological Bulletins*, (51), 117–136
- Angelstam, P.K. (1998). Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9 (4), 593–602. <https://doi.org/10.2307/3237275>
- Axelsson, A.-L. & Östlund, L. (2001). Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management*, 147 (2), 109–122. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00470-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00470-9)
- Axelsson, A.-L., Östlund, L. & Hellberg, E. (2002). Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866–1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecology*, 17 (5), 403–418. <https://doi.org/10.1023/A:1021226600159>
- Betts, M.G., Wolf, C., Ripple, W.J., Phalan, B., Millers, K.A., Duarte, A., Butchart, S.H.M. & Levi, T. (2017). Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547 (7664), 441–444. <https://doi.org/10.1038/nature23285>
- Bjelke, U. (2020). Den biologiska mångfalden. *Nationellt resurscentrum för biologi och bioteknik*, (1), 4
- Boucher, J., Azeria, E.T., Ibarzabal, J. & Hébert, C. (2012). Saproxylic beetles in disturbed boreal forests: Temporal dynamics, habitat associations, and community structure. *Écoscience*, 19 (4), 328–343. <https://doi.org/10.2980/19-4-3503>
- Eberhart, K.E. & Woodard, P.M. (1987). Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*,. <https://doi.org/10.1139/x87-186>
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological Bulletins*, (46), 16–47
- Fries, C. (1984). Den frösådda björkens invandring på hygget [glasbjörk, vårtbjörk]

- Fries, C. (1984). Den frösådda björkens invandring på hygget (glasbjörk, vårtbjörk). *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidsskrift*, 62
- Haapanen, A. (1965). Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. I. *Annales Zoologici Fennici*, 2 (3), 153–196
- Hallikainen, V., Hökkä, H., Hyppönen, M., Rautio, P. & Valkonen, S. (2019). Natural regeneration after gap cutting in Scots pine stands in northern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34 (2), 115–125. <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1557248>
- Johnstone, J.F. & Chapin, F.S. (2006). Effects of Soil Burn Severity on Post-Fire Tree Recruitment in Boreal Forest. *Ecosystems*, 9 (1), 14–31. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0042-x>
- Karlsson, C. & Skogsstyrelsen (2009). Skogsskötselserien 4, Naturlig föryngring av tall och gran. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Kneeshaw, D. & Gauthier, S. (2003). Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environmental Reviews*, <https://doi.org/10.1139/a03-010>
- Kuuluvainen, T. (1994). Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31 (1), 35–51
- Larsson, S. & Danell, K. (2001). Science and the Management of Boreal Forest Biodiversity. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (sup003), 5–9. <https://doi.org/10.1080/028275801300090528>
- Lindahl, K.B., Sténs, A., Sandström, C., Johansson, J., Lidskog, R., Ranius, T. & Roberge, J.-M. (2017). The Swedish forestry model: More of everything? *Forest Policy and Economics*, 77, 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.10.012>
- Liu, Q. & Hytteborn, H. (1991). Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 2 (3), 391–402. <https://doi.org/10.2307/3235932>
- Oliver, C.D. & Larson, B.C. (1996). Forest stand dynamics: updated edition. *Forest stand dynamics: updated edition*, <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19980604521> [2021-03-08]
- Riksdagsförvaltningen *Skogsvårdslag (1979:429) Svensk författningssamling 1979:1979:429 t.o.m. SFS 2018:1413 - Riksdagen*. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/skogsvardslag-1979429_sfs-1979-429 [2021-03-10]
- Roxburgh, S.H., Shea, K. & Wilson, J.B. (2004). The Intermediate Disturbance Hypothesis: Patch Dynamics and Mechanisms of Species Coexistence. *Ecology*, 85 (2), 359–371. <https://doi.org/10.1890/03-0266>
- Shorohova, E. & Kapitsa, E. (2015). Stand and landscape scale variability in the amount and diversity of coarse woody debris in primeval European boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 356, 273–284. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.005>
- Shorohova, E., Kneeshaw, D., Kuuluvainen, T. & Gauthier, S. (2011). Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management. <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/532729> [2021-03-22]

- Siitonen, J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, (49), 11–41
- Svenska PEFC-standarden. <https://pefc.se/vara-standarder/svenska-pefc-standarden> [2021-03-10]
- Sveriges miljömål. <https://sverigemiljomal.se/> [2021-03-22]
- Sweden, F.S.C.- *Skogsbruksstandard 2020*. FSC Sweden. <https://se.fsc.org:443/se-se/standarder/skogsbruksstandard-2020> [2021-03-10]
- UN Decade on Restoration UN Decade on Restoration. <http://www.decadeonrestoration.org/node> [2021-03-17]
- Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryömä, R., Kotiaho, J.S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Puttonen, P., Tamminen, P., Toivanen, T. & Kuuluvainen, T. (2007). Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *Forest Ecology and Management*, 250 (1), 77–88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.012>
- Wallenius, T. (2011). Major decline in fires in coniferous forests – reconstructing the phenomenon and seeking for the cause. *Silva Fennica*, 45 (1). <https://doi.org/10.14214/sf.36>
- Walters, M.B. & Reich, P.B. (2000). Seed Size, Nitrogen Supply, and Growth Rate Affect Tree Seedling Survival in Deep Shade. *Ecology*, 81 (7), 1887–1901. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1887:SSNSAG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1887:SSNSAG]2.0.CO;2)
- Wrigley, E.A. (1962). The Supply of Raw Materials in the Industrial Revolution. *The Economic History Review*, 15 (1), 1–16. <https://doi.org/10.2307/2593286>
- Yaroshenko, A.I., Potapov, P.V. & Turubanova, S.A. (2001). *Malonarushennye lesnye territorii Evropeiskogo Severa Rossii: metodika i rezultaty kartirovania malonarushennykh lesnykh territorii Evropeiskogo Severa Rossii na osnove kosmicheskikh snimkov vysokogo razreshenia*. Moskva: Grinpis Rossii.
- Yrjölä, T. (2002). FOREST MANAGEMENT GUIDELINES AND PRACTICES IN FINLAND, SWEDEN AND NORWAY. *European Forest Institute*, 46
- Zackrisson, O. (1977). Influence of Forest Fires on the North Swedish Boreal Forest. *Oikos*, 29 (1), 22–32. <https://doi.org/10.2307/3543289>
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. (1997). The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research*,. <https://doi.org/10.1139/x97-070>