



Insektsamhällen i restaurerade skogar

– En studie på hur abundansen av insektordningarna skalbaggar (*Coleoptera*), tvåvingar (*Diptera*), steklar (*Hymenoptera*) och fjärilar (*Lepidoptera*) ser ut i luckhuggna och brända bestånd jämfört med kontrollskogar

William Arnvik & Emil Gustavsson

Examensarbete/Självständigt arbete • 15 hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Jägmästarprogrammet

Kandidatarbeten i skogsvetenskap • Nr 2022:15

Umeå 2022



Insektsamhällen i restaurerade skogar - En studie på hur abundansen av insektordningarna skalbaggar (*Coleoptera*), tvåvingar (*Diptera*), steklar (*Hymenoptera*) och fjärilar (*Lepidoptera*) ser ut i brända och luckhuggna bestånd jämfört med kontrollbestånd.

Forest restoration's impact on flying insects - En studie på hur bränning och luckhuggning påverkar insektordningarna skalbaggar (Coleoptera), tvåvingar (Diptera), steklar (Hymenoptera) och fjärilar (Lepidoptera)

William Arnvik & Emil Gustavsson

Handledare: Anne-Maarit Hekkala, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö

Examinator: Therese Löfroth, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i skogsvetenskap
Kurskod: EX0911
Program/utbildning: Jägmästarprogrammet
Kursansvarig inst.: Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Utgivningsort: Umeå
Utgivningsår: 2022
Serietitel: Kandidatarbeten i skogsvetenskap
Delnummer i serien: 2022:15

Nyckelord: naturvårdsbränning, luckhuggning, skogsrestaurering, boreal skog, död ved, naturvård

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. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. 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

Den biologiska mångfalden i de boreala skogarna har minskat. Det finns flera orsaker till detta, varav ett är trakthyggesbruket. På grund av trakthyggesbruk har dynamiken och strukturen i skogarna förändrats och strukturen till ett onaturligt tillstånd. Det skapas inte mycket gammal skog p.g.a. slutavverkning. Naturliga störningar, som skogsbränder, har ersatts av störningar orsakade av människor såsom kalhyggen och gallringar. Död ved som är en av de viktigaste faktorerna för skogsekosystems biologisk mångfald, tas vanligtvis bort från skogen när avverkning utförs. Detta kommer i sin tur att påverka organismer negativt. För att få skogen att återvända till ett mer naturligt tillstånd kan restaureringsåtgärder utföras såsom luckhuggning och naturvårdsbränning. Vi har genomfört en studie som undersöker hur luckhuggning och naturvårdsbränning påverkar förekomsten av flygande insekter och pollinatörer i insektsfamiljerna skalbaggar (Coleoptera), flugor (Diptera), steklar (Hymenoptera) och fjärilar (Lepidoptera). Totalt studerades 18 bestånd, innefattande sex brända, sex luckhuggna och sex referens/kontrollbestånd. Abundansen studerades och ett Kruskal-Wallis-test gjordes för att se om en signifikant skillnad förekom för abundansen mellan åtgärderna. För åtgärd och total abundans för alla familjer fanns det ingen statistiskt signifikant skillnad. För varje insektsorder var det endast skalbaggar som hade en signifikant skillnad mellan abundans och åtgärd med tre gånger antalet skalbaggar i brända bestånd jämfört med luckhuggna- och referensbestånd. Pollinatörerna bin i ordningen steklar och blomlockar i ordningen skalbaggar, visade signifikant skillnad med högre abundans i brända bestånd. Slutsatsen är att naturvårdsbränning hade högre abundans av skalbaggar, bin och blomlockar, jämfört med de andra beståndstyperna 11 år efter naturvårdsbränning utförts.

Nyckelord: naturvårdsbränning, luckhuggning, skogsrestaurering, boreal skog, död ved, naturvård

Abstract

The biodiversity in the boreal forests has decreased. There are many reasons, but a big reason behind it is clearcut forestry. Due to clearcut forestry, the dynamics in the forests have changed and the structure has been altered to a non-natural condition. Not a lot of old-growth forests are created due to harvesting. Natural disturbances, such as wildfire, has been replaced by human-made disturbances like clearcutting and thinning. Deadwood, which is one of the most important factors for forest ecosystem diversity, is usually removed from the forest when harvesting is performed. This will in turn affect organisms negatively. To “reverse” the forest into a more natural state, restoration treatments can be performed like gap-cutting and prescribed burning. We have conducted a study which investigates how gap-cutting and restoration burning affect the abundance of flying insects and pollinators in the insect order beetles (Coleoptera), flies (Diptera), hymenopterans (Hymenoptera) and butterflies (Lepidoptera). Six stands of each treatment burning, gap-cutting and control (no treatment) were studied. The abundance was studied and a Kruskal-Wallis test was performed to see if a significant difference occurred in abundance between the treatments. For treatment and total abundance of all families, there was no statistically significant difference. For each order, only beetles had a significant difference between abundance and treatment with three times the number of beetles in burned stands compared to gap-cut and reference stands. The pollinators bees in the insect order Hymenopterans and Lepturine beetles in the insect order beetles showed a significant difference with higher abundance in burned stands. Therefore, the conclusion is that prescribed burning had a higher abundance of beetles and bees compared to the other treatments 11 years after the burning was done.

Keywords: prescribed burning, gap-cutting, restoration, boreal forest, deadwood, nature conservation

Förord

Först och främst vill vi hjärtligt tacka vår handledare Anne-Maarit Hekkala som assisterat oss och ställt upp under arbetets gång. Tack Anne!

Vi skulle även vilja uppskatta och tacka Hilda Edlund för att ha hjälpt oss med den statistiska delen av arbetet. Tack Hilda!

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	9
Figurförteckning	10
Introduktion	11
1.1 Bakgrund - Skogsbrukets påverkan på biodiversitet och beståndstruktur	11
1.2 Skogsrestaurering	12
1.2.1 Naturvårdsbränning	12
1.2.2 Luckhuggning	13
1.3 Ekologiska konsekvenser av skogsbränder	13
1.4 Ekologiska konsekvenser av luckor	14
1.5 Syfte och frågeställningar	15
1.6 Hypotes	15
2. Material och metod	16
2.1 Område och beståndsdata	16
2.2 Restaureringsåtgärder	17
2.3 Insamling av insektsdata	17
2.4 Statistisk analys och data	19
3. Resultat	21
3.1 Abundans av insekter och artsammansättning	21
3.2 Resultat av statistisk analys	25
3.2.1 Insektordningar	26
3.2.2 Pollinerande insekter	27
4. Diskussion	30
4.1.1 Skalbaggar (Coleoptera)	30
4.1.2 Fjärilar (Lepidoptera)	31
4.1.3 Tvåvingar (Diptera) och steklar (Hymenoptera)	31
4.2 Pollinerande insekter	32
4.3 Slutsats	33
Referenser	35

Tabellförteckning

Tabell 1. P-värde (signifikansvärde) för abundans och åtgärd för skalbaggar (Coleoptera) för ett Dunn test.	26
Tabell 2. P-värde (signifikansvärde) för abundans och åtgärd för bin för ett Dunn test. ..	27

Figurförteckning

Figur 1. Översiktssbild över bestånden. Cirklar är referensbestånd, fyrkanter är luckhuggna bestånd och trianglar är brända bestånd (Hjältén et al. 2017).....	16
Figur 2. Bild på hur fällor sattes ut i luckhuggna bestånd. "LD Gap" står för "low diversity gap" där ingen död ved fanns och "HD Gap" står för "high diversity gap" med mycket död ved.....	18
Figur 3. Bild på Pannfälla.	18
Figur 4. Abundans av insekter per åtgärd.	22
Figur 5. Abundans av insekter per åtgärd.	23
Figur 6. Abundans för varje grupp av skalbaggar som samlats in.	23
Figur 7. Abundans för varje grupp av tvåvingar som samlats in.	24
Figur 8. Abundans för varje grupp av steklar som samlats in.	24
Figur 9. Abundans av fjärilar per åtgärd.	25

Introduktion

1.1 Bakgrund - Skogsbrukets påverkan på biodiversitet och beståndstruktur

Skogarna i Sverige har påverkats av antropogena faktorer. Produktionsskogar där huvudmålet är timmerförsäljning riskerar en förlust av biodiversitet. Den stora påverkan på skogen p.g.a. trakthyggesbruk har fått kritik av allmänheten. Kritiken har handlat om att stora kalhyggen skapas och om den negativa effekten av användning av herbicider på biologisk mångfald (Larsson & Danell 2001). På grund av den timmerfokuserade skogsindustrin har skogarnas struktur, som tidigare varit naturliga med regelbundna störningar, blivit mer homogena. Detta påverkar biodiversitet och ekosystem negativt (Angelstam et al. 2020). P.g.a. den intensiva exploateringen av skogarna har skogsdynamik, åldersfördelning, struktur och artfördelning förändrats. Jämfört med den naturliga skogen har även rotationsperioden förändrats. Produktionsskogar får en kortare rotationsperiod jämfört med om ingen avverkning skulle utföras och träden blir därför inte lika gamla som i naturskogar. Störningsregimer har också helt förändrats. P.g.a. den mänskliga exploateringen av skogen har många urskogar och tidiga successionsskogar försvunnit vilket har lett till att tusentals arter har förlorat sina habitat (Halme et al. 2013). Naturliga störningar har också minskat i den boreala skogen. Störningsregimer är en viktig faktor till varför olika ekosystem skapas och att en variation av ekosystem skapas. Bränder har varit en av de viktigaste störningarna i den boreala skogen. Bränder skapar bestånd med olika struktur, komposition och åldersfördelning (Cyr et al. 2009). I stället för dessa naturliga störningar såsom brand har det i stället blivit mer antropogena störningar. De antropogena störningar är i form av trakthyggesbruk där störningarna blir röjning, gallring och slutavverkning (Hekkala et al. 2021a).

1.2 Skogsrestaurering

Skoglig restaurering, eller ekologisk restaurering, är i sig ett förhållandevis brett koncept, som idag ofta även starkt förknippas med det moderna skogsbruket. Enligt SER (2022) skulle man kort kunna beskriva konceptet ekologisk restaurering som ”processen av att hjälpa återhämtningen av ett ekosystem som har blivit skadat, degraderat och förstört av mänsklig aktivitet”. Det som man därmed gör vid restaurering är att skapa själva förutsättningarna för att återhämtningen av ekosystemet ska kunna ske, och därefter låta växter, mikroorganismer och djur sköta resten av arbetet. Att hjälpa ett ekosystem återgå till ett hälsosamt tillstånd kan vara en så enkel åtgärd som att återinföra en förlorad funktion eller art, och det kan också vara komplicerat som att ändra hydrologin eller plantera vegetation (SER, 2022).

Som tidigare nämnt påverkas den biologiska mångfalden och skogens struktur av skogsbruket, och för det mesta inte på den positiva sidan av spektrumet, vilket är den grundliga anledningen till att skogsrestaurering utförs. Det handlar alltså om att återställa skogen/habitatet till det skick det hade gällande struktur och funktioner innan påverkan av antropogena faktorer.

Det finns flertalet olika åtgärder när det kommer till just skogsrestaurering inom naturvård. Alla av dessa finns till och bygger på teorin att på ett eller annat sätt egentligen efterlikna eller återskapa naturliga störningar. Bränder och stormar är bland de absolut viktigaste abiotiska störningar som sker i de naturliga boreala skogarna, exempelvis är många boreala arter anpassade till just bränder, och vissa förökar sig nästan enbart efter denna specifika störning (Hjältén et al., 2017). Idag är den vanligaste störningen som tillkommer kalhyggen, som även fast de har föreslagits efterlikna det av skogsbränder fortfarande skiljer sig på många fundamentala sätt, och inte minst vad det gäller andelen död ved (Johansson, Gustafsson, Andersson, & Hylander, 2020). Störningarna ger förutsättningar genom faktorer som tidigare nämnt död ved och ljusexponering, vilket i sin hand leder till en större biodiversitet och biologisk mångfald.

1.2.1 Naturvårdsbränning

En restaureringsåtgärd som med jämna mellanrum utförs i syfte att återställa naturliga habitat är skogsbränningar. Förr brann det i en högre utsträckning i skogslandskapet, faktum är att före brandbekämpning startade på 1800-talet hade

barrskogen brunnit med ett genomsnittligt intervall på 80 år, jämfört med den genomsnittliga tiden sedan den senaste branden, 155 år (Zackrisson, 1977). Bränningar med högre intensitet kan användas som beståndsersättande störningar, vilket leder till att det skapas förutsättningar som ger möjlighet för återupprättandet av ett helt nytt bestånd, med etablering av pionjärlovträd som asp och björk. Naturvårdsbränningar av lägre intensitet används i stället för att skapa ett brett spektrum av strukturer, vilket i sin hand ökar beståndet i frågas heterogenitet vad det gäller träd mortalitet, åldersstruktur och artsammansättning. Idag utförs bränningar i restaureringssyften av brandskyddsmyndigheter med skarpa säkerhetsåtgärder, vilket gör åtgärden i sig ganska dyr. Dessutom utgör dessa naturvårdsbränningar idag endast en bråkdel av den mängd areal som brann årligen i tidigare årtionden (Halme et al., 2013).

1.2.2 Luckhuggning

En annan åtgärd som bedrivs är luckhuggning. Luckhuggning betyder egentligen ungefär som det låter, att hugga ut små luckor i bestånd i syfte att kunna få variation i ljusexponering, skogens struktur och öka mängden död ved (Hjältén et al., 2017). Enligt Skogsstyrelsens definition ska varje lucka som huggs i detta syfte som mest ha en yta motsvarande 0,25 hektar, däremot är det sällan de huggs så stora och brukar regelbundet göras mindre. Storleken baseras nämligen delvis på hur skogen ser ut, men också den önskade ljusexponering på marken, eftersom större luckor leder till en mer omfattande föryngring av ljuskrävande trädslag såsom tall och lovträd. Inom själva luckorna kan även plantor samt små träd lämnas kvar med några få träd, som anses vara tillräckligt stormfasta (Skogsstyrelsen, 2021).

1.3 Ekologiska konsekvenser av skogsbränder

En störning som kan vara av stor betydelse är skogsbränder. Konsekvenserna varierar beroende på skogsbrändernas storlek och intensitet, d.v.s. hur ofta skogsbränderna förekommer. Även marktexturen och tjockleken på mull eller mårлагret påverkar konsekvenserna av skogsbranden. Om en intensiv brand uppkommer i ett bestånd på sandig torr mark kommer det mesta av det organiska materialet att brinna upp. Ett komprimerat lager kommer skapas som luft, vatten och rötter kommer ha mycket svårt att penetrera (Gromtsev 2002). Detta lager brukar dock maximalt vara 6-8 cm oberoende av jordtyp (Certini 2005). Markvattnet kommer att ändras efter en skogsbrand. Vattnet kommer bli mer basisk p.g.a. uppbränning av sura organiska material och utbytesbaser kommer komma ut i marken (Gromtsev 2002). Bränder påverkar också artsammansättningen i ett

bestånd. Mängden och variationen av död ved påverkas av bränder (Seibold et al. 2016). Såsom (Hekkala et al. 2021b) påpekar är död ved ett av de viktigaste substraten för biologisk diversitet i skogliga ekosystem. Bränder skapar förkolnad ved vilket attraherar saproxyiska skalbaggar (skalbaggar som livnär sig på död ved). Tidigare forskning i Finland (Hekkala et al. 2013) visar på att skogsbränning som har utförts för att efterlikna brand har lockat till sig rödlistade arter, exempelvis kantad kulhalsbock (*Acmaeops marginatus*), slät tallkapuschongbagge (*Stephanopachys linearis*) och smal skuggbagge (*Boros schneideri*). Det var inte bara rödlistade arter som ökade utan även mängden vanliga saproxyiska skalbaggar ökade. Hjältén et al. (2017) visar att mängden brandgynnade arter ökade efter skogsbränning. Även mängden kambivorer, fungivorer och predatorer ökade. Anledningen till att predatorer ökade efter brand var för att mängden andra arter som är byte för predatorerna ökade. Forskningen visade att familjen skalbaggar ökade generellt efter bränning utförts. Studien visade dock att alla arter inte gynnas av skogsbränning. Arter vars habitat är gammal urskog missgynnades av skogsbränning. Johansson et al. (2020) har också fått resultatet att insektordningen fjärilar har missgynnats av bränning. De fann en betydligt mindre mängd fjärilar på brända hyggen jämfört med obrända. De hävdar att anledningen för detta är att bränningen tagit bort plantor som producerar pollen och därmed missgynnar pollinatörer såsom fjärilar. Studien har även studerat olika arter av tvåvingar (*Diptera*) och steklar (*Hymenoptera*) i bestånden. De fann att ingen större skillnad uppkom på brända hyggen jämfört med obrända.

1.4 Ekologiska konsekvenser av luckor

När stormar inträffar kan skogen påverkas olika mycket beroende på storleken och intensiteten av stormen. Mer fuktig jord är mer utsatt för starka vindar p.g.a. att rötterna har en sämre förankring i marken (Panferov et al. 2009). Det bör också noteras att det bör skiljas på att träd kan välta helt och brytas någonstans på stammen. P.g.a. att kronslutenheten kommer minska när träd välter eller bryts kommer öppenheten i beståndet att öka. Ljusintensiteten kommer därmed öka. Temperatur och ljus är en av de viktigaste miljöfaktorerna som kontrolleras av träden (Bergstedt & Milberg 2001). Såsom Seibold et al. (2016) påpekar har studier visat att öppna luckor som är ljusexponerade har större mängd saproxyiska skalbaggar. Dock så korrelerar ljusexponering och död ved med varandra eftersom när träd välter och dör skapas luckor som blir ljusexponerade och död ved skapas samtidigt. Studien visade även att det bara var ljusexponering som ökade mängden saproxyiska skalbaggar, men att kronslutenheten och död ved påverkade artrikedomen. De skriver även att ökningen av mängden insekter kunde förklaras

av att temperaturen ökade med ökad ljusexponering. Vegetationen på marken kommer också att påverkas av ökad ljusintensitet, till exempel ökar bärproduktionen för blåbär. Den högre temperaturen och den ökade strålningen kommer attrahera mer pollinerande insekter (Eckerter et al. 2019). Såsom Eckerter et al. (2019) skriver visade det sig att det var mest pollinerande insekter i ljusexponerade bestånd.

1.5 Syfte och frågeställningar

Syftet med arbetet är att identifiera hur insektsamhällen ser ut i skogar där åtgärderna skogsbränning eller luckhuggning utförts i jämförelse med kontrollskogar. De taxonomiska ordningarna i fråga vilkas abundans kommer att studeras är skalbaggar (*Coleoptera*), tvåvingar (*Diptera*), steklar (*Hymenoptera*) och fjärilar (*Lepidoptera*).

Frågeställningarna i arbetet är:

- Hur ser abundansen av de olika ordningarna av flygande insekter i skogar där luckhuggning eller skogsbränning utförts ut?
- Har skogsrestaureringsmetoderna luckhuggning och skogsbränning en märkbar positiv effekt på den biologiska mångfalden i skogen jämfört med kontrollskogar?

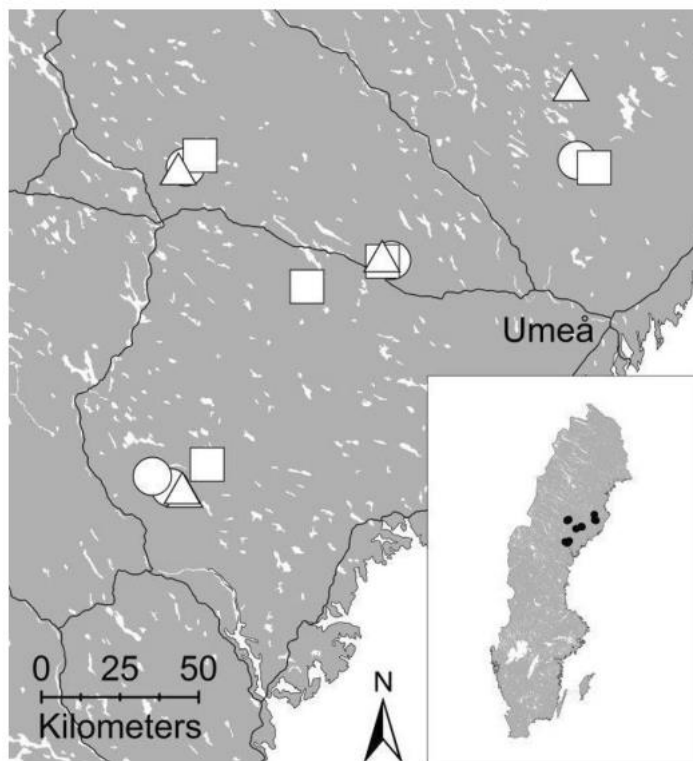
1.6 Hypotes

Hypotes grundad på resultat från studie av Hjältén et al. (2017) är att det kommer vara en högre abundans av insekter från ordningen skalbaggar i de brända bestånden jämfört med luckhuggna- och kontrollbestånd. Baserat på studien av Johansson et al. (2020) vill vi även tillägga att ordningen fjärilar troligtvis kommer ha lägre abundans vad det gäller bränningar, och högre vid luckhuggningar. Ytterligare utifrån denna studie förmodar vi att ordningarna tvåvingar och steklar inte kommer att uppvisa betydliga skillnader mellan kontrolltytor, luckhuggning och bränning.

2. Material och metod

2.1 Område och beståndsdata

Studieområdet befinner sig i Västerbotten och Västernorrland i norra Sverige. Koordinaterna är (63230N till 64300N och 17370E till 21200E). 18 olika bestånd har studerats av forskare på SLU:s institution av vilt, fisk och miljö. Bestånden valdes utifrån att de hade liknande karaktär. Ålder på bestånden varierade mellan 80–160 år. Trädslagandel vid 2011 var 30–70% tall, 30–60% gran och 5–20% lövträd. Markvegetationen varierade mellan blåbärstyp och blåbär-lingontyp. Volymen per bestånd var 150–270 m³/ha. Beståndsstorlek varierade mellan 3,5–21 ha (Hjältén et al., 2017).



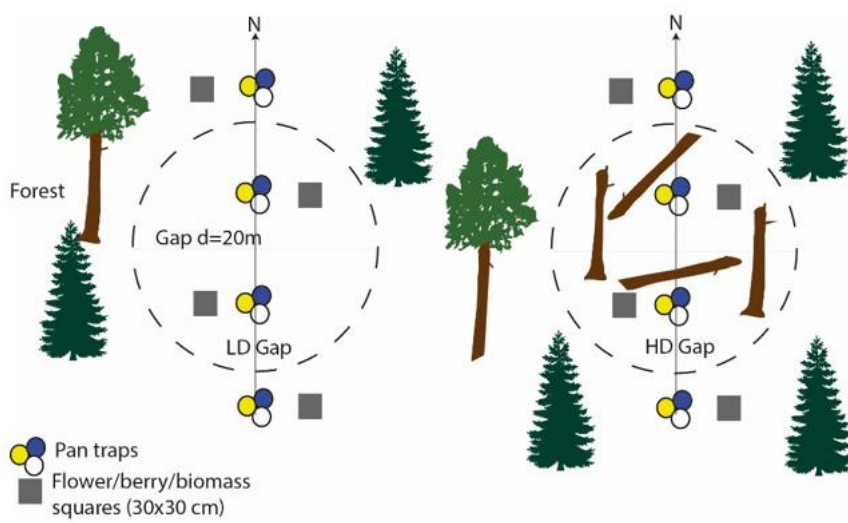
Figur 1. Översiktsbild över bestånden. Cirklar är referensbestånd, fyrkanter är luckhuggna bestånd och trianglar är brända bestånd (Hjältén et al. 2017).

2.2 Restaureringsåtgärder

Två olika åtgärder i restaureringssyfte utfördes, skogsbränning och luckhuggning, det fanns även kontrolltytor där ingen åtgärd tillämpats. Sex bestånd tilldelades var och en av dessa åtgärder. Åtgärderna utfördes 2011. Bestånden med åtgärderna var geografiskt grupperade över landskapet. I de bestånd där luckhuggning utfördes, skapades luckor med en diameter på 20 m. Totalt täckte luckorna 19% av arealen. Luckorna placerades så att mitten av luckorna centrerades runt ett träd, helst ett lövträd. I tre av de sex bestånd där luckor skapades, dödades alla träd förutom mittenträdet på fyra olika sätt och lämnades kvar i bestånden. Antingen ringbarkades de, vältes, avverkades eller skapades högstubbar av som var 3–4 m höga. I den andra hälften av bestånden avverkades träden och såldes som timmer. På detta sätt skapades bestånd med mycket död ved och ingen död ved. I de bestånd där skogsbränning utfördes, avverkades 5–30% av träden och såldes som timmer innan bränningen utfördes. Detta för att påskynda uttorkningen av marken. 2–5 m³/ha av de avverkade träden lämnades kvar i bestånden. De bestånd som lämnades orörda, kontrolltyorna, användes som referensdata (Hjältén et al., 2017).

2.3 Insamling av insektsdata

Fällor sattes systematiskt ut i bestånden i luckhuggna bestånd tidigt i juni 2021 (Figur. 2). Totalt placerades åtta fällor ut per bestånd. I referensbestånd och brända bestånd sattes fällorna ut på liknande sätt med en slumpmässig mittpunkt. Fällorna som användes för att samla in insekterna bestod av en uppsättning av tre 500 ml ”pannfällor” med plexiglas (Figur. 3). De sattes ut i början av juni och hämtades upp i två omgångar. Den första insamlingen var ca 9–18 juni, och den andra insamlingen var mellan ca 18 juni – 3 juli. När insekterna sedan var insamlade identifierades och artbestämde de i laboratorium av inhyrda taxonomer och registrerades.



Figur 2. Bild på hur fällor sattes ut i luckhuggna bestånd. "LD Gap" står för "low diversity gap" där ingen död ved fanns och "HD Gap" står för "high diversity gap" med mycket död ved.



Figur 3. Bild på Pannfälla.

2.4 Statistisk analys och data

Den insamlade datan av abundansen för insekter i bestånd där det utförts restaureringsåtgärder i form av luckhuggning, bränning samt kontrollbestånd gav oss en möjlighet att statistiskt jämföra insektssamhällena i dessa 3 olika typer av bestånd. Antalet insekter har polats ihop från de 8 fällorna i varje bestånd och vi har räknat det som antal insekter per bestånd. Den försedda datan kom i form av ett Excel-dokument där insamlade insekter var sorterade och registrerade efter i vilket specifikt bestånd de samlats ifrån, vilken typ av bestånd det var (luckhuggning, bränning eller kontroll), antal exemplar (insekter), datum och taxonomisk indelning. De ordningar av insekter som studerades var skalbaggar (Coleoptera), tvåvingar (Diptera), steklar (Hymenoptera) och fjärilar (Lepidoptera) (tabell 1). Även pollinerande insekter studerades. De insekter som räknas som pollinatörer är bin, humlor, blomflugor och blombockar.

Tabell 1. Tabell över de insektsgrupper som samlats in från de olika bestånden.

Ordning	Suborder/Familj	Grupp
Coleoptera	Cerambycidae	Blombock
Coleoptera	Coleoptera sp.	Övriga
Coleoptera	Elateridae	Knäppare
Coleoptera	Scarabaeidae	Guldbagge
Coleoptera	Scarabaeidae	Humblebagge
Diptera	Brachycera	Flugor
Diptera	Nematocera	Myggor
Diptera	Syrphidae	Blomflugor
Hymenoptera	Aculeata	Obestämd gaddstekel
Hymenoptera	Apoidea	Bin
Hymenoptera	Bombus	Humlor
Hymenoptera	Parasitica	Parasitsteklar
Hymenoptera	Symphyta	Växtstekel
Hymenoptera	Vespoidea	Geting
Lepidoptera	Lepidoptera sp.	Fjärilar

För att mäta abundansen av insekter och se hur insektssamhällen skiljde sig mellan de olika restaureringsåtgärderna ansågs Kruskal-Wallis samt Dunns-test vara lämpliga för att utföra en statistisk analys av den insamlade datan. RStudio (version 3.6.3; RStudio 2022) var programmet som användes för att utföra testerna. Vår data i form av Excel-dokumentet infogades i programmet, och därefter utfördes Kruskal-Wallis test med en signifikansnivå på 0,05. Analysen gick ut på att se om det var

en signifikant skillnad mellan åtgärder och abundans av insekter. Om Kruskal-Wallis testet gav ett värde lägre än 0,05 innebar detta att det fanns en signifikant skillnad mellan åtgärd och abundans, i detta fall utfördes då ett Dunns-test för att se exakt var skillnaden fanns.

3. Resultat

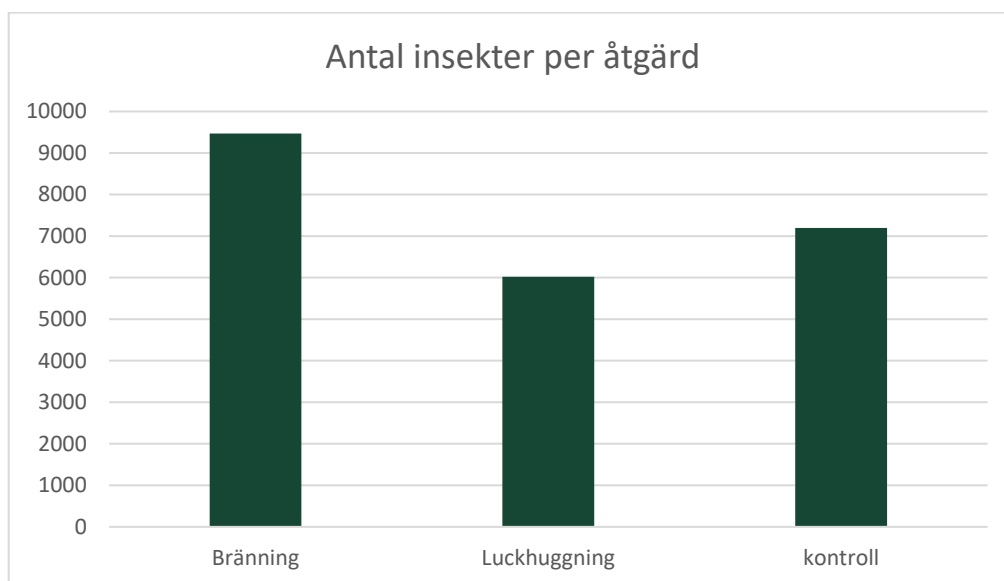
3.1 Abundans av insekter och artsammansättning

Det fanns totalt 15 indelade grupper av insekter tillhörande de fyra ordningarna skalbaggar, tvåvingar, steklar och fjärilar hos de olika bestånden. Alla grupper hittades i de tre olika typerna av bestånd (Tabell 1).

Tabell 1. Tabell över de insektsgrupper som samlats in från de olika bestånden.

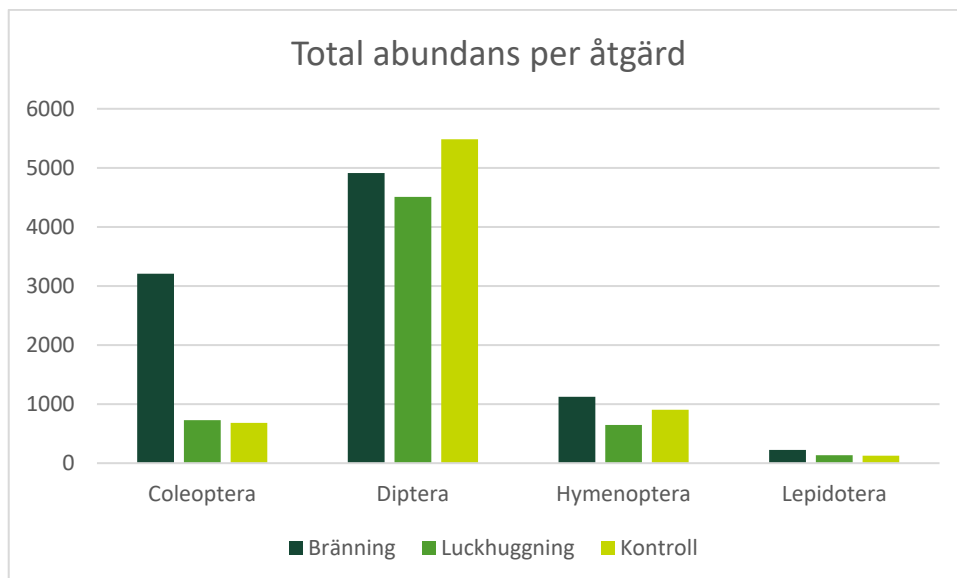
Ordning	Suborder/Familj	Grupp
Coleoptera	Cerambycidae	Blombock
Coleoptera	Coleoptera sp.	Övriga
Coleoptera	Elateridae	Knäppare
Coleoptera	Scarabaeidae	Guldbagge
Coleoptera	Scarabaeidae	Humlebagge
Diptera	Brachycera	Flugor
Diptera	Nematocera	Myggor
Diptera	Syrphidae	Blomflugor
Hymenoptera	Aculeata	Obestämd gaddstekel
Hymenoptera	Apoidea	Bin
Hymenoptera	Bombus	Humlor
Hymenoptera	Parasitica	Parasitsteklar
Hymenoptera	Symphyta	Växtstekel
Hymenoptera	Vespoidea	Geting
Lepidoptera	Lepidoptera sp.	Fjärilar

Totalt samlades 22 685 insekter in, varav 4620 tillhörde skalbaggar (Coleoptera), 14 906 tvåvingar (Diptera), 2676 steklar (Hymenoptera) och 483 fjärilar (Lepidoptera). Den största andelen av insekterna var insamlade från brända bestånd och minsta andelen var från luckhuggna bestånd (Figur 4).

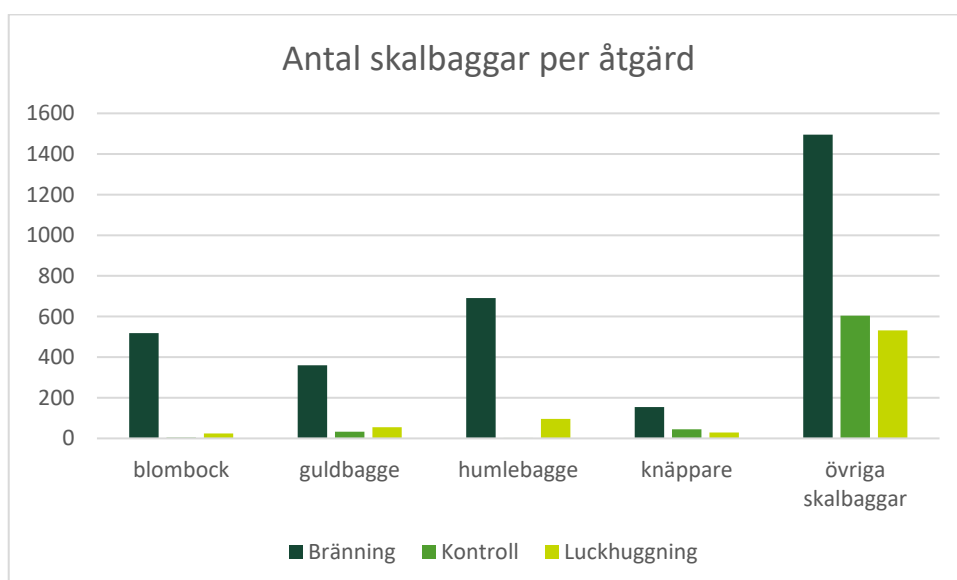


Figur 4. Total abundans av insekter per åtgärd från alla bestånd.

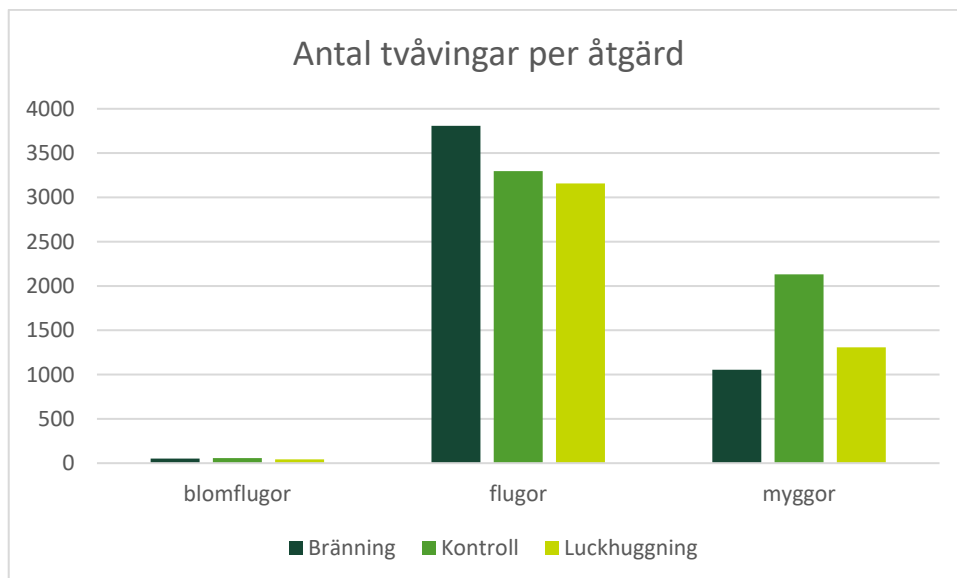
Majoriteten av skalbaggar kommer från brända bestånd. Av tvåvingar var det endast en liten skillnad mellan de olika åtgärderna. Det var nästan dubbelt så många steklar i brända bestånd än luckhuggna. Samma gäller för fjärilar där det nästan var dubbelt så många fjärilar i brända bestånd (Figur 5). Det var fem grupper av skalbaggar som samlats in där gruppen ”övriga skalbaggar” var störst (Figur 6). Denna grupp står för skalbaggar vars grupp inte helt artbestämts. Det var tre grupper av tvåvingar där gruppen flugor hade högst antal (Figur 7). För gruppen steklar var det totalt sex grupper. Parasitsteklar hade högst abundans (Figur 8). Fjärilar bestod endast av en grupp där flest fjärilar hittades i brända bestånd (Figur 9).



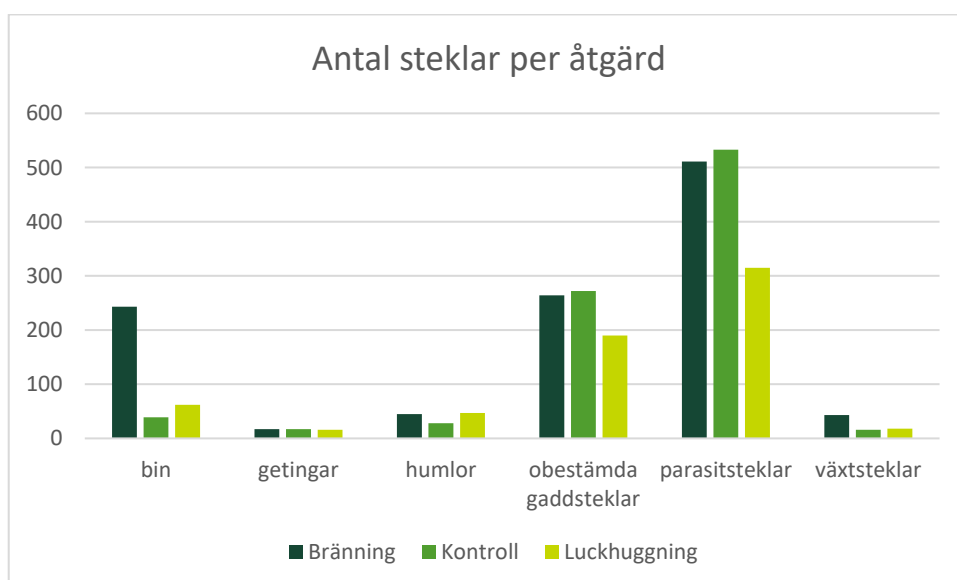
Figur 5. Total abundans av insekter per åtgärd.



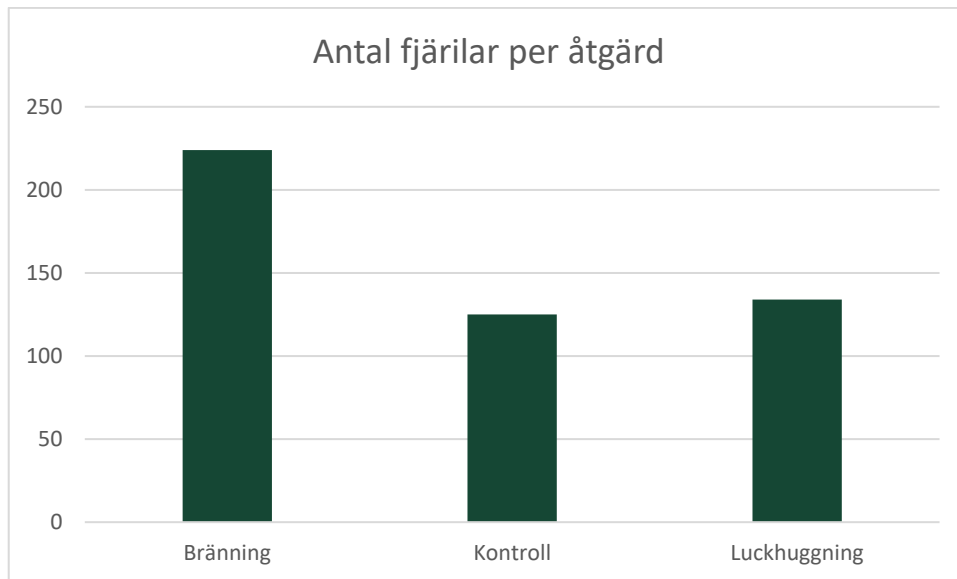
Figur 6. Abundans för varje grupp av skalbaggar som samlats in.



Figur 7. Abundans för varje grupp av tvåvingar som samlats in.



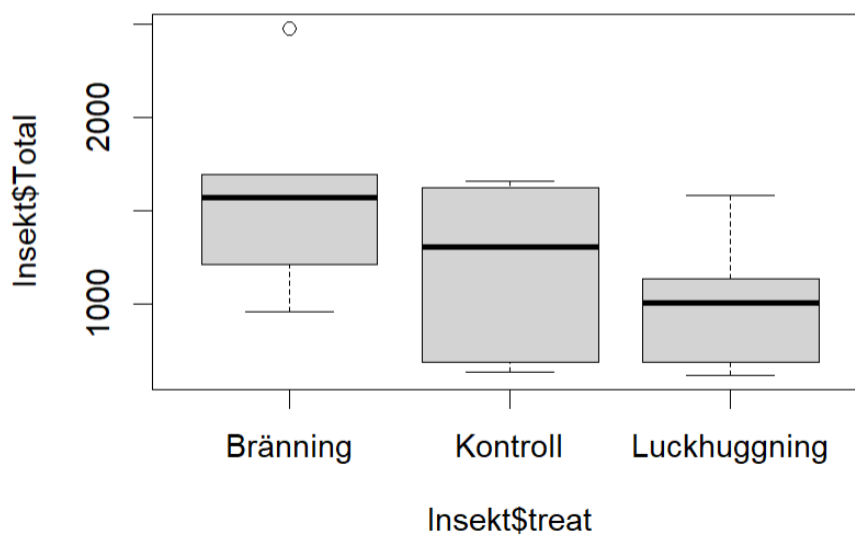
Figur 8. Abundans för varje grupp av steklar som samlats in.



Figur 9. Abundans av fjärilar per åtgärd.

3.2 Resultat av statistisk analys

Det var inte statistisk signifikant skillnad på den totala abundansen av insekter och åtgärd. Kruskal-Wallis testet visade ett signifikansvärde på 0,11. Det går att observera att värdena skiljer sig, men inte tillräckligt mycket för att det ska vara statistiskt signifikant (Figur 10).



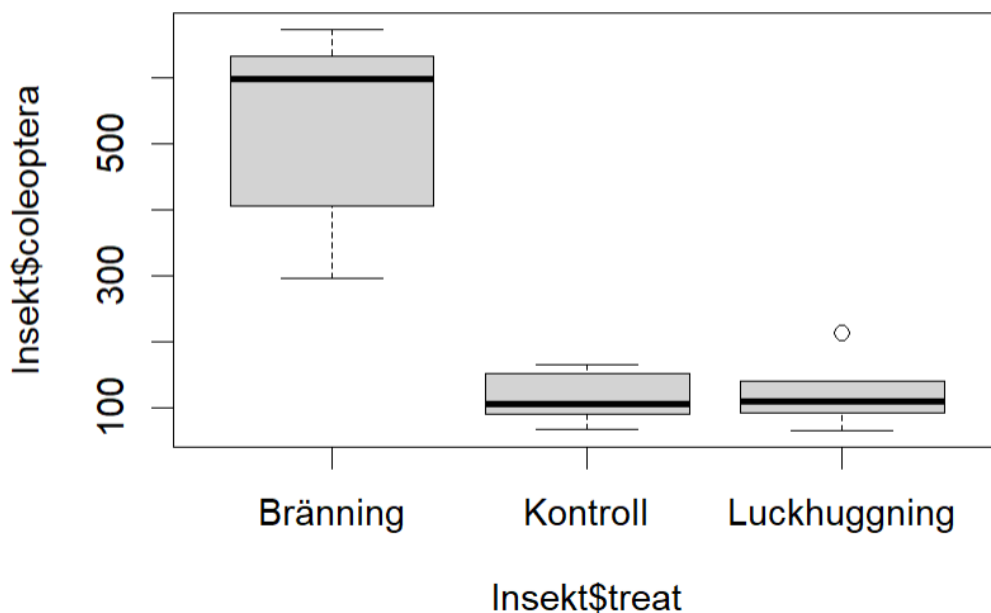
Figur 10. Boxplot av total abundans av insekter per åtgärd. Sträcket i mitten av boxen visar medianen av antalet insekter per bestånd. Undre sidan av boxen visar första kvartilen och övre sidan visar tredje kvartilen. Strecken visar maximi- och minimivärden. Cirkclar visar extremvärden.

3.2.1 Insektordningar

För ordningen skalbaggar observerades en signifikant skillnad mellan åtgärderna för abundans. Kruskal-Wallis testet fick ett signifikansvärde på $<0,0001$. Dunn-testet visade en signifikant skillnad mellan bränning och luckhuggning samt bränning och kontroll, men inte mellan kontroll och luckhuggning när ett signifikansvärde på 0,05 användes (tabell 2).

Tabell 2. P-värde (signifikansvärde) för abundans och åtgärd för skalbaggar (Coleoptera) för ett Dunn test.

	Bränning	Kontroll
Kontroll	0,0053	
Luckhuggning	0,0035	0,5000



Figur 11. Boxplot för abundans av skalbaggar mellan åtgärderna. Sträcket i mitten av boxen visar medianen av antalet insekter per bestånd. Undre sidan av boxen visar första kvartilen och övre sidan visar tredje kvartilen. Strecken visar maximi- och minimivärden. Cirkclar visar extremvärden.

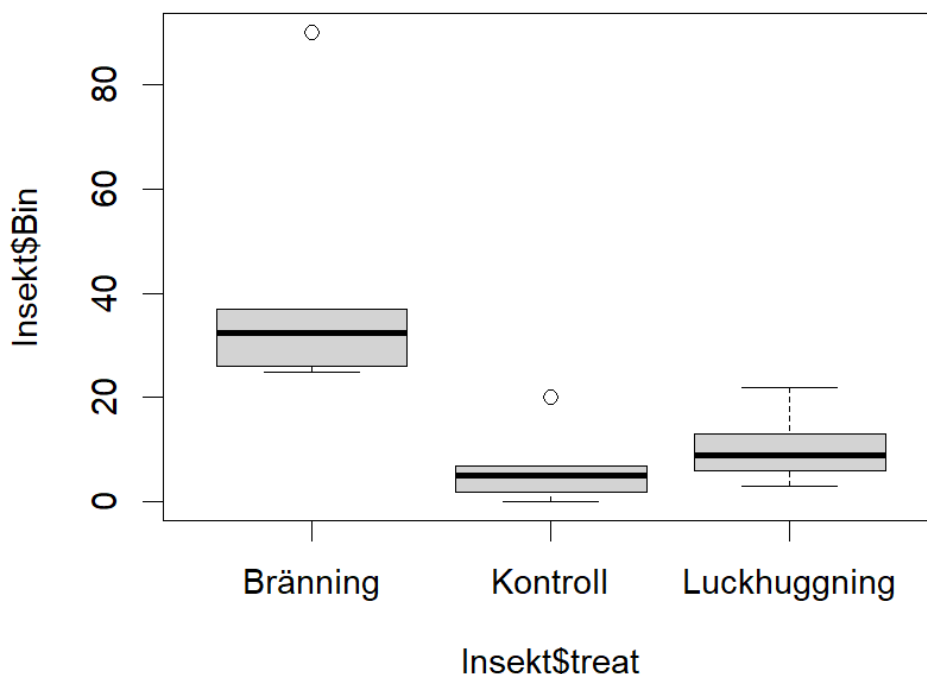
För ordningen tvåvingar visade resultatet ingen signifikant skillnad mellan åtgärd och abundans. Kruskal-Wallis testet visade ett P-värde på 0,80. Även för ordningen steklar var det ingen signifikant skillnad mellan abundans och åtgärd. Kruskal-Wallis testet visade ett P-värde på 0,22. Samma gällde för fjärilar där det inte heller påvisades någon signifikant skillnad mellan abundans och åtgärd. P-värde för Kruskal-Wallis testet var 0,42.

3.2.2 Pollinerande insekter

För gruppen Bin inom steklar var det en signifikant skillnad. P-värde var $<0,0001$. Dunn-testet visade att det var en signifikant skillnad mellan bränning och luckhuggning och bränning och kontroll (Tabell 3). Detta visas tydligt med boxplotsen i figur 12.

Tabell 3. P-värde (signifikansvärde) för abundans och åtgärd för bin för ett Dunn test.

	Bränning	Kontroll
Kontroll	0,0012	
Luckhuggning	0,0128	0,1932

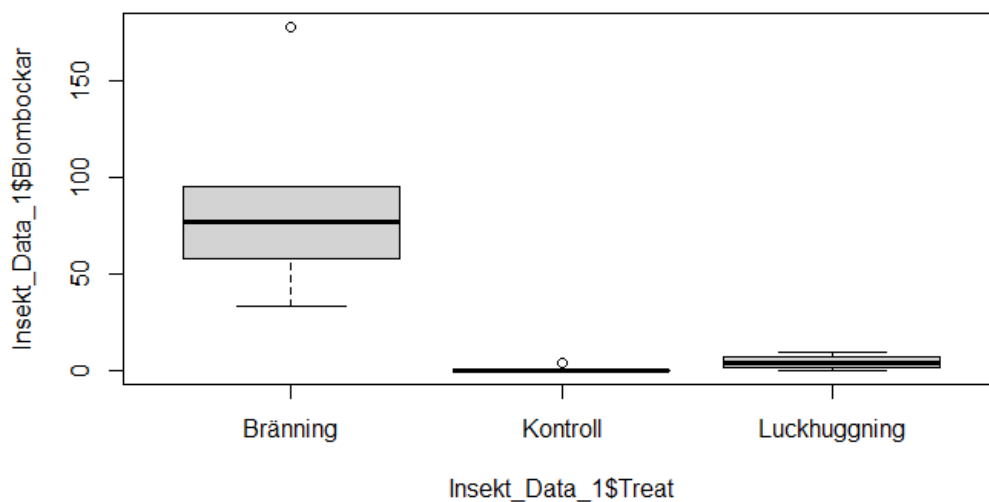


Figur 12. Boxplot för abundans av bin mellan åtgärder. Sträcket i mitten av boxen visar medianen av antalet insekter per bestånd. Undre sidan av boxen visar första kvartilen och övre sidan visar tredje kvartilen. Strecken visar maximi- och minimivärden. Cirkclar visar extremvärden.

Även den pollinerande gruppen av skalbaggar blombockar visade på statistiskt signifikant skillnad, då p-värdet observerades vara $<0,0001$. I Dunn-testet var det signifikant skillnad mellan bränning och kontroll samt bränning och luckhuggning (tabell 4).

Tabell 4. P-värde (signifikansvärde) över abundans mellan åtgärderna för blombockar hos ett Dunn test.

	Bränning	Kontroll
Kontroll	0,0004	
Luckhuggning	0,0222	0,0842



Figur 13. Boxplot över abundans av blombockar mellan åtgärder. Sträcket i mitten av boxen visar medianen av antalet insekter per bestånd. Undre sidan av boxen visar första kvartilen och övre sidan visar tredje kvartilen. Strecken visar maximi- och minimivärden. Cirkclar visar extremvärden.

Resterande pollinerande insektsgrupper visade ej på signifikant skillnad i abundans mellan de olika beståndstyperna i Kruskal-Wallis testet. Humlor (*Bombus*) gav ett värde på 0,36 och blomflugor (*Syrphidae*) 0,4.

4. Diskussion

4.1.1 Skalbaggar (Coleoptera)

En del av hypotesen, som vi baserade på studien av Hjältén et al. (2017), var att abundansen av insekter från ordningen skalbaggar skulle vara högre hos brända bestånd, jämfört med luckhuggna och kontrollbestånd. Detta visar sig stämma i det presenterade resultatet. Med ett Kruskal-Wallis test visades en signifikant skillnad av antalet insekter ifrån ordningen skalbaggar i brända bestånd jämfört med luckhuggna och kontroll bestånd. Dunn-testet visade signifikant skillnad mellan bränning och luckhuggning samt bränning och kontroll, men inte kontroll och luckhuggning. Detta stämmer överens och är mycket tydligt i figur 11. Även av visuella data i form av diagram (figur 5) ser man att det är en betydligt större andel skalbaggar i brända bestånd. Därmed går det att fastställa hypotesen att det skulle vara större antal skalbaggar i brända bestånd jämfört med kontroll- och luckhuggningsbestånd. Hekkala et al. (2013) påpekar att solexponerad bränd död ved lockar till sig saproxylika skalbaggar. Anledningen till att en ökning av skalbaggar har skett i våra brända bestånd går att förklaras av att bränningen har just skapat solexponerad bränd död ved. Hjälten et al. (2017) fick som vår studie mer skalbaggar i brända bestånd. De kategoriserade skalbaggarna, jämfört med oss, enligt brandgynnade, kambivorer och predatorer o.s.v. Hjälten et al. (2017) fick en markant ökning av brandgynnade skalbaggar i brända bestånd, men även en generell ökning av saproxylika skalbaggar över lag. De skalbaggar som samlades in i vår studie har inte kategoriserats som Hjältens, men vårt resultat tyder på att vi också har fått en markant ökning av skalbaggar över lag. Hjälten et al (2017) samlade in insekterna samma år som när åtgärderna bränning och luckhuggning utfördes. Även om det har gått tio år sedan åtgärderna utfördes i våra bestånd, kvarstår effekten av en markant ökning av skalbaggar i brända bestånd till skillnad från luckhuggna och kontrollbestånd. En slutsats att dra av detta är att effekten av bränning för de grupper av skalbaggar som samlats in kvarstår minst 10 år efter åtgärder har utförts.

Vår studie har visat att positiva effekter kvarstår 10 år efter bränning utförts, men andra studier har visat annorlunda. Hekkala et al. (2013) har visat att de positiva effekterna av bränning är relativt kortvariga för saproxylika skalbaggar. De spekulerar även att effekterna av bränning kanske skulle kunna vara längre om skogen var äldre och hade större kvarstående stubbar. Våra bestånd var äldre, åldern varierade mellan 80–160 år. Hekkala et al. (2013) påpekar även att andra studier har visat att de positiva effekterna har varit kortvariga. Jonsell, Mats, Weslien, Jan, Ehnström, Bengt (1998) skriver även att många grupper av skalbaggar endast

uppkommer högst ett par år efter brand. Trots dessa studier har Fredriksson et al. (2020) påvisat att effekten av brand på skalbaggar kvarstår minst 12 år efter branden. Fredriksson et al. (2020) visade att kompositionen av skalbaggar skiljde sig mellan referensbestånd och brända bestånd efter 12 år. De påpekar att det var större diversitet efter 12 år, men abundansen och artrikedom var lägre jämfört med tre år efter brand.

4.1.2 Fjärilar (Lepidoptera)

Den andra delen av hypotesen, som istället grundades på studien av Johansson et al. (2020), var att det skulle vara lägre abundans av insekter från ordningen fjärilar (*Lepidoptera*) i brända jämfört med luckhuggna bestånd. Resultatet tyder dock på att detta inte stämmer. I Kruskal-Wallis testet visade det sig inte vara signifikant skillnad mellan de olika åtgärderna. I rent antal när det kommer till abundansen av insekter tillhörande ordningen fjärilar observerades det dessutom att det var fler i brända bestånd än i både kontroll- och luckhuggningsbestånd, nästan dubbla antalet, vilket visas i figur 5. Hypotesen stämde därmed ej i detta antagande. Skogsrestaurering har inte haft en positiv effekt på fjärilar. I Johansson et al. (2020) har fjärilar missgynnats av bränning. De hittade betydligt mindre fjärilar i brända hyggen än obrända. En anledning till skillnaderna mellan vår studie och deras kan vara att markvegetationen kan vara annorlunda. För vår studie är det 10 års skillnad mellan bränning och när insekterna samlades in. Johansson et al. (2020) samlade in insekterna samma år som när bränningen utfördes. I deras obrända bestånd jämfört med brända bestånd var det till exempel mer lingon och blåbär, vilket gynnar pollinatörer. Espinosa del Alba et al. (2021) skriver att artrikedomen i fältskiktet minskar ett par år efter en brand. Nio år efter brand, uppvisar fältskiktet dock en större artrikedom. T.e.x ökade mängden *Melampyrum pratense*, *Deschampsia flexuosa* och *Linnaea borealis*. Det var ingen stor skillnad på mängden lingon och blåbär mellan referensbestånd och brända bestånd nio år efter brand. En högre artrikedom i fältskiktet kan vara en anledning till att det har blivit en ökning av fjärilar i våra bestånd.

4.1.3 Tvåvingar (Diptera) och steklar (Hymenoptera)

Den sista delen av hypotesen, som även den var baserad på Johansson et al. (2020), var att det inte skulle vara betydliga skillnader på nivå av abundans hos insekter av ordningarna tvåvingar (*Diptera*) och steklar (*Hymenoptera*) mellan åtgärderna. Kruskal-Wallis testet visade ingen signifikant skillnad på åtgärd och abundans på vare sig tvåvingar eller steklar. I form av diagram går det att se att det även visuellt inte skiljer sig betydligt vad det gäller abundansen av tvåvingar (*Diptera*) mellan

de olika typerna av bestånd (figur 5). I den visuella presentationen av steklar (*Hymenoptera*) ser vi däremot att det nästan är dubbla antalet insekter i brända bestånd jämfört med luckhuggna bestånd (figur 5). Men eftersom p-värdet inte understeg 0,05 för någon av ordningarna, går det att påstå att hypotesen i fråga stämde. Det är alltså ej en signifikant skillnad gällande abundansen av steklar och tvåvingar när det kommer till brända, luckhuggna och kontrollbestånd. Detta gäller dock för själva ordningarna, då speciella grupper av insekter inom dessa kan ha påverkats, men detta har ej lyfts här. Johansson et al. (2020) har studerat hur olika ordningar av insekter har påverkats av bränning och vanliga hyggen. Deras resultat visar på att svävflugor som ingår i ordningen tvåvingar inte skiljde sig mellan brända och obrända hyggen. Även om arterna som Johansson et al. studerade inte var samma som våra, men insektordningen var samma, så var resultatet densamma. Bestånden och miljöerna som beskrevs i Johansson et al. (2020) var inte exakt samma som i vår studie, men resultatet var ungefär densamma. I vår studie visade Kruskal-Wallis testet att det inte var signifikant skillnad på abundansen av tvåvingar mellan brända bestånd och luckhuggna bestånd, precis som det inte var skillnad mellan brända och obrända hyggen. Johansson et al (2020) visade även att det var en signifikant skillnad mellan brända och obrända hyggen för bin. Jämfört med vår studie var det högre abundans av bin på obrända hyggen i deras studie. Johansson et al. (2020) påpekar att deras resultat beror på att bränningen har tagit bort markvegetation som pollinatörer använder sig av. De hävdar även att det kan bero på att bränningen har påverkat blom-fenologin. Blommor som uppkommer efter brand behöver inte ha samma årligt uppkommande faser såsom blommorna innan branden. Eftersom det har gått mer än tio år sedan bränningen utförts i våra bestånd, har det uppkommit ny markvegetation och nya blommor vilket gynnar bin. Johansson et al (2020) skriver även att bin använder sig av död ved för häckning. Eftersom i hälften av luckhuggningsbestånden togs den döda veden bort, finns det mer död ved i de brända bestånden totalt. Detta kan vara faktorer till varför det är en signifikant högre abundans av bin i brända bestånd.

4.2 Pollinerande insekter

Som presenterat i resultatet av statistiska analysen på grupperna av de pollinerande insekterna, var det endast en av sju grupper som påvisade statistik signifikant skillnad av abundans mellan bränning, luckhuggning och kontrollbestånd i Kruskal-Wallis testet. Detta var då gruppen bin som gav ett p-värde på $2,2e^{-16}$, och Dunn-test visade ytterligare att det var signifikant skillnad mellan bränning- och kontrollbestånd samt bränning- och luckhuggningsbestånd, men inte mellan luckhuggnings- och kontrollbestånd, vilket stämmer mycket bra överens med figur 12 som visar boxplot över abundans av bin mellan åtgärderna.

Rent översiktligt ser det därmed ut att ge bevis för att abundansen av bin onekligen främjas i brända bestånd, både statistiskt och i rent antal som i figur 8. Luckhuggning i sin hand pekar inte lika tydligt på samma slutsats, utan visar endast grafiskt i figur 8 att det hittats ungefär dubbelt så många exemplar i luckhuggna bestånd jämfört med kontrollbestånd, då det inte kunde påvisas någon statistiskt signifikant skillnad i Dunn-testet.

4.3 Slutsats

Från resultaten kan vi dra slutsatsen att det återstår positiva effekter av skogsrestaurering tio år efter åtgärderna utfördes gällande abundansen av insekter, speciellt för bränning. Hos bränning har det påvisats signifikant skillnad på abundansen hos ordningen skalbaggar och de pollinerande grupperna bin och blomlockar, jämfört med de andra beståndstyperna, trots att bränning utfördes för tio år sen. Vad det gäller luckhuggning kunde det inte observeras någon signifikant skillnad för effekten på abundansen, utan resultaten visar sig vara likgiltiga till de från kontrollbestånden. Varför det är på detta vis går att härleda till en del förklaringar, men den stora faktorn som går att peka ut är mängden död ved i bestånden. Som tidigare nämnt är död ved en faktor som påverkar abundansen och diversiteten av insekter förhållandevis mycket, ju mer död ved desto större biodiversitet och biologisk mångfald. Ser vi till Hekkala et al. (2021a) som studerade samma bestånd som vår insektdata härstammar ifrån, vet vi att det fanns en större mängd död ved i de brända bestånden än både luckhuggnings- och kontrollbestånden. En annan faktor som kan ha bidragit till resultatet är ljusexponeringen på bestånden. Som tidigare studier påvisat har öppna ljusexponerade luckor exempelvis större mängd saproxyliska skalbaggar (Seibold et al. 2016). Ökad ljusexponering ger högre temperatur på bestånd, som i sin hand leder till ökad abundans av insekter. Genom artikeln av Hekkala et al. (2021a) vet vi att det var flest dagar där temperaturen översteg 18 °C hos brända bestånd. Ytterligare påverkas vegetationen på marken av ljusexponeringen, och öka exempelvis bärproduktionen för blåbär, vilket attraherar en större mängd pollinerande insekter (Eckerter et al. 2019). Den större förekomsten av bin och blomlockar i brända bestånd skulle därmed möjligtvis kunna korrelera med detta. Varför detta inte stämmer för resultaten från de luckhuggna bestånden skulle ur ett logiskt resonemang kunna bero på att mängden död ved korrelerar mer med abundansen av insekter och är en större grundbult för biodiversitet och biologisk mångfald, jämfört med ljusexponeringen i bestånden.

Referenser

- Angelstam, P., Manton, M., Green, M., Jonsson, B.-G., Mikusiński, G., Svensson, J. & Maria Sabatini, F. (2020). Sweden does not meet agreed national and international forest biodiversity targets: A call for adaptive landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103838. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103838>
- Bergstedt, J. & Milberg, P. (2001). The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 154 (1–2), 105–115
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143 (1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y. & Carcaillet, C. (2009). Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (10), 519–524. <https://doi.org/10.1890/080088>
- Eckerter, T., Buse, J., Förchler, M. & Pufal, G. (2019). Additive positive effects of canopy openness on European bilberry (*Vaccinium myrtillus*) fruit quantity and quality. *Forest Ecology and Management*, 433, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.059>
- Espinosa del Alba, C., Hjältén, J. & Sjögren, J. (2021). Restoration strategies in boreal forests: Differing field and ground layer response to ecological restoration by burning and gap cutting. *Forest Ecology and Management*, 494, 119357. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119357>
- Fredriksson, E., Mugerwa Pettersson, R., Naalisvaara, J. & Löfroth, T. (2020). Wildfire yields a distinct turnover of the beetle community in a semi-natural pine forest in northern Sweden. *Ecological Processes*, 9 (1), 44. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00246-5>
- Gromtsev, A. (2002). Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fennica*, 36 (1). <https://doi.org/10.14214/sf.549>
- Halme, P., Allen, K.A., Auniņš, A., Bradshaw, R.H.W., Brūmelis, G., Čada, V., Clear, J.L., Eriksson, A.-M., Hannon, G., Hyvärinen, E., Ikauniece, S., Iršėnaitė, R., Jonsson, B.G., Junninen, K., Kareksela, S., Komonen, A., Kotiaho, J.S., Kouki, J., Kuuluvainen, T., Mazziotta, A., Mönkkönen, M., Nyholm, K., Oldén, A., Shorohova, E., Strange, N., Toivanen, T., Vanha-Majamaa, I., Wallenius, T., Ylisirniö, A.-L. & Zin, E. (2013). Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation*, 167, 248–256. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.029>
- Hekkala, A.-M., Kärvemo, S., Versluijs, M., Weslien, J., Björkman, C., Löfroth, T. & Hjältén, J. (2021a). Ecological restoration for biodiversity conservation triggers response of bark beetle pests and their natural predators. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94 (1), 115–126. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa016>
- Hekkala, A.-M., Kärvemo, S., Versluijs, M., Weslien, J., Björkman, C., Löfroth, T. & Hjältén, J. (2021b). Ecological restoration for biodiversity conservation triggers response of bark beetle pests and their natural predators. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94 (1), 115–126. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa016>

- Hekkala, A.-M., Päätaalo, M.-L., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. (2013). Restoration of Young Forests in Eastern Finland: Benefits for Saproxylic Beetles (Coleoptera). *Restoration Ecology*, 22. <https://doi.org/10.1111/rec.12050>
- Hjältén, J., Hägglund, R., Löfroth, T., Roberge, J.-M., Dynesius, M. & Olsson, J. (2017). Forest restoration by burning and gap cutting of voluntary set-asides yield distinct immediate effects on saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1321-0>
- Johansson, V., Gustafsson, L., Andersson, P. & Hylander, K. (2020). Fewer butterflies and a different composition of bees, wasps and hoverflies on recently burned compared to unburned clear-cuts, regardless of burn severity. *Forest Ecology and Management*, 463, 118033. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118033>
- Jonsell, Mats, Weslien, Jan, Ehnström, Bengt (1998). *Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden* | SpringerLink. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1008888319031> [2022-03-29]
- 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>
- Panferov, O., Doering, C., Rauch, E., Sogachev, A. & Ahrends, B. (2009). Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environmental Research Letters*, 4 (4), 045019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/045019>
- RStudio (2022). *RStudio | Open source & professional software for data science teams*. <https://www.rstudio.com/> [2022-04-12]
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Büche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M.D. & Müller, J. (2016). Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, 53 (3), 934–943. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12607>
- SER. (2022). What is Ecological Restoration? Retrieved from <https://www.ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration/>
- Skogsstyrelsen. (2021, 2021-12-07). Metoder för hyggesfritt skogsbruk. Retrieved from <https://www.skogsstyrelsen.se/bruka-skog/olika-satt-att-skota-din-skog/hyggesfritt-skogsbruk/metoder-for-hyggesfritt-skogsbruk/>
- Zackrisson, O. (1977). Influence of Forest Fires on the North Swedish Boreal Forest. *Oikos*, 29(1), 22. doi:10.2307/3543289