



Luckhuggning, bränning och skalbaggar

restaureringsåtgärdernas påverkan på de rödlistade skalbaggar i Sverige.

Katja Frostgård och Gustaf Lydén

Examensarbete/Självständigt arbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för Skogens ekologi och skötsel
Jägmästarprogrammet
Kandidatarbete I Skogsvetenskap • 2023:08
Umeå 2023



Luckhuggning, bränning och skalbaggar restaureringsåtgärdernas påverkan på de rödlistade skalbaggsarterna i Sverige

Gap-cutting, artificial burning and beetles; the restorative measures' effect on red listed beetles in Sweden

Katja Frostgård och Gustaf Lydén

Handledare: Therese Löfroth, Sverige Lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö
Examinator: Torgny Lind, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: G2E
Kurstitel: Självständigt kandidatarbete i Skogsvetenskap
Kurskod: EX0911
Program/utbildning: Jägmästarprogrammet
Kursansvarig inst.: Institutionen för Skogens ekologi och skötsel
Utgivningsort: Umeå
Utgivningsår: 2023
Omslagsbild:
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel: Kandidatarbeten I Skogsvetenskap
Delnummer i serien: 2023:08

Nyckelord: Artrikedom, Abundans, Biodiversitet, Restaurering, Naturvårdsbränning, Luckhuggning, Rödlistade arter, Skalbaggar

Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för Skogsvetenskap
Institutionen för Skogens ekologi och skötsel

Sammanfattning

Det skogsbruk som idag bedrivs på majoritet av den svenska skogsmarken har förändrat skogens struktur och variation; skogens heterogenitet har minskat. Detta påverkar en del av de skogslevande arterna negativt, och har bidragit till att många arter har minskat i sin utbredning och nu är rödlistade. En av de artgrupper som utstått störst reell negativ förändring mellan rödlistningen år 2015–2020 är skalbaggar. Skogsbruket skulle kunna balanseras och kompletteras med restaurering- och naturvårdsåtgärder, vars effekter behöver undersökas för att på bästa sätt motverka utdöende av många viktiga arter, samt för att vägleda och motivera skogsbruket att vidta sådana åtgärder.

Denna studie undersöker hur rödlistade skalbaggar påverkats av restaureringsåtgärder efter en längre tid; bränning och luckhuggning. Våra resultat visar att bränning har en positiv påverkan på artrikedom och abundans på kort sikt, en effekt som avtar på lång sikt. Luckhuggning har inte samma tydliga effekt, varken på kort eller lång sikt. Luckhuggning ökade dock abundansen på kort sikt, men denna effekt avtog också på lång sikt. Biodiversitet förblev opåverkad av behandlingar, något som kan ha orsakats av brännings riktade effekt vad gäller ekologisk nisch, samt luckhuggningens eventuellt tidskrävande påverkan på substrat. Vidare studier av detta försök behövs för att se luckhuggningens potentiellt framtida effekt, och vidare försök vad gäller brännings effekt på längre sikt.

Nyckelord: Artrikedom, Abundans, Biodiversitet, Restaurering, Naturvårdsbränning, Luckhuggning, Rödlistade arter, Skalbaggar

Abstract

The form of forestry being conducted on the majority of the Swedish forest area has changed its structure and variation; the heterogeneity of the forest has decreased. This causes a negative effect on some of the species living in the forest, and has contributed to a decrease in the distribution of many species that as a result has been red listed. One of the groups that has suffered the most negative change since the red listing of 2015 is beetles. Forestry could become more balanced and complemented by restorative measures, which needs to be tried and researched for optimal use to be able to mitigate extinction of many important species, and to guide and motivate actors within forestry to perform such measures.

In this study we examine how redlisted beetles are affected by certain restoration measures in the long run; artificial burning and gap-cutting. Our results show that artificial burning has a positive effect on species richness and abundance in the short term, an effect that decreases after seven years. Gap-cutting does not show the same effect in the short or long term. Abundance did increase after gap-cutting compared to untreated stands, but this effect decreased over time as well. Biodiversity was not affected by treatments, which could have been caused by the selective effect of burning towards certain ecological niches, while gap-cutting could potentially have a more time consuming effect on substrates. Further research on this particular experiment is needed to explore this possibility, and new experiments needs to be conducted to explore the long term effect of artificial burning.

Keywords: Species richness, Abundance, Biodiversity, Restoration, Artificial burning, Gap-cutting, Redlisted species, Beetles

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	7
Figurförteckning.....	8
1. Introduktion – bevarandet av hotade arter och skogsbruk	9
1.1 Brand – en viktig störning i naturskogen.....	10
1.2 Naturvårdsbränning	10
1.3 Luckhuggning.....	11
1.4 Rödlistade arter.....	11
1.5 Skalbaggars ekologiska och funktionella grupper	12
2. Metod.....	15
2.1 Lokal.....	15
2.2 Behandlingar	15
2.3 Fällor	16
2.4 Responsvariabler	16
2.5 Statistisk analys av responsvariabler.....	17
2.6 Undersökning av artsammansättning	18
3. Resultat	19
3.1 Bränning – artrikedom och abundans	20
3.2 Luckhuggning – artrikedom och abundans	21
3.3 Biodiversitet.....	21
3.4 Artsammansättning	22
4. Diskussion	25
4.1 Översiktlig innebörd av resultaten.....	25
4.2 Frågeställning och hypoteser.....	26
4.2.1 Bränning.....	26
4.2.2 Luckhuggning	30
4.2.3 Biodiversitet	34
5. Slutsatser.....	35
Referenser.....	36
Tack 41	
Bilaga 1.....	42

Tabellförteckning

Tabell 1. Antal arter inom rödlistekategorier..	12
Tabell 2. Arter 2010.....	23
Tabell 3. Arter 2012. Här visas specifika arter och ekologier år 2012.	24
Tabell 4. Arter 2019. Här visas specifika arter och ekologier år 2019.	24
Tabell 5. P-värden från statistisk analys av hela artgruppens artrikedom.	44
Tabell 6. P-värden från statistisk analys av hela artgruppens abundans.	44
Tabell 7. P-värden från statistisk analys av hela artgruppens biodiversitet.	44
Tabell 8. P-värden av hela artgruppens differenser mellan år i artrikedom.	44
Tabell 9. P-värden av hela artgruppens differenser mellan år i abundans.	45
Tabell 10. P-värden av hela artgruppens differenser mellan år i biodiversitet.....	45

Figurförteckning

Figur 1. Låddiagram av rödlistade skalbaggsarters artrikedom inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019..	19
Figur 2. Låddiagram av rödlistade skalbaggsarters abundans inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019..	20
Figur 3. Låddiagram av rödlistade skalbaggsarters biodiversitet inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019..	21
Figur 4. Venndiagram av artrikedom och överlapp i behandlingsbestånd.....	22
Figur 5. Statistiska resultat av hela artgruppen skalbaggsarters artrikedom..	42
Figur 6. Statistiska resultat av hela artgruppen skalbaggsarters abundans..	43
Figur 7. Statistiska resultat av hela artgruppen skalbaggsarters biodiversitet.....	43

1. Introduktion – bevarandet av hotade arter och skogsbruk

Majoriteten av den svenska skogsarealen är idag brukad enligt ett intensivt och produktionsinriktat skogsbruk som skapar homogena bestånd och kalhyggesbruk (Östlund et al. 1998). Trots att en hel del arter trivs i den brukade skogen finns det dock arter som inte trivs i miljön skogsbruket skapar, vilket har bidragit till att de idag är hotade (Koivula & Vanha-Majamaa 2020).

Många av de hotade arterna är sådana vars habitat befinner sig i skogen, och några av de faktorer som påverkar flest rödlistade arter är intensivt skogsbruk, avverkning, igenväxning samt en för liten areal kontinuitetsskog (Eide et al. 2020). I Skandinavien har skogen förändrats från en fleråldrig kontinuitetsskog, till en skog dominerad av yngre och jämnåldriga träd, numera formad av mänsklig aktivitet (Östlund et al. 1997). Andelen gammal skog har kontinuerligt minskat sedan år 1914, och blivit mer fragmenterad (Gustafsson et al. 2012). Även naturskogar har minskat med brukande och exploatering av skogen (Kuuluvainen & Aakala 2011). Naturskogar som fortfarande finns kvar inom Fennoskandia har studerats och visat sig formas genom en lågintensiv störningsdynamik av exempelvis vind och bränder, vilket skapat en fläckvis varierande heterogenitet som dagens skogsbruk inte replikerar (Kuuluvainen & Aakala 2011). Denna miljö skiljer sig avsevärt från den som skogsbruket skapar, vilket tydliggör att skogsbruket behöver förändras för att lyckas bevara hotade arter (Kuuluvainen 2009).

I Sverige utförs ett regelmässigt bevarande av ekologiskt viktiga strukturer under avverkning över hela Sveriges produktionsareal sedan 1980-talet, på 3-5% av den totala avverkningsarean av beståndet i fråga, med ett tillägg av 5% helt avsatt areal för certifiering (Gustafsson et al. 2012). Bevarandet av strukturer motverkar mycket av den negativa påverkan som avverkning generellt orsakar för hotade arter, men dagens nivå av bevarande räcker inte för att bibehålla habitat (Johansson et al. 2013). Dagens bevarandenivå agerar i stället mer som ett tillfälligt stöd fram tills nästa förökningscykel (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Idag går trenden mot ett alltmer intensivt skogsbruk, vilket gör att vi riskerar att fragmentera och förlora habitat som är svåra att återskapa (Felton et al. 2020).

1.1 Brand – en viktig störning i naturskogen

Bränder har under tusentals år i Sverige varit en viktig del i forlandet av den, på landskapsnivå, heterogena struktur av barrnaturskogar många arter är anpassade att överleva: en öppen och solbelyst miljö som idag hotas bland annat av igenväxning genom spridning från granplanteringar när bränder uteblir (Nitare 2019). Igenväxning är en av de två största hoten för de rödlistade skogslevande arterna, tillsammans med avverkning (Eide et al. 2020). Bränder kan döda grupper av träd och resultera i större öppna ytor, vilket har skett främst i talldominerade naturskogar (Kuuluvainen & Aakala 2011). Brand skapade dock inte alltid större öppna ytor, utan också skogar av fleråldriga tallar tillsammans med brandgynnade lövträd som björk, asp och sälg (Östlund et al. 1997). För att motverka att dessa skilda miljöer homogeniseras över landskapet kan ett aktivt efterliknande av dessa störningar kunna restaurera habitatet, bland annat i form av skapande av död ved och naturvårdsbränning (Kuuluvainen 2009; Johansson et al. 2013).

1.2 Naturvårdsbränning

Det traditionella trakthyggesbruket skapar öppna ytor i och med kalavverkningar, men det har visat sig att detta inte kan efterlikna den störning och miljö som skapas av skogsbränder (Heikkala et al. 2016). Naturvårdsbränning har tidigare visat sig gynna de arter vars ekologi är kopplad till brand, men har en negativ påverkan på resterande arter – till en början (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Exempelvis har samhällen av ekologiskt viktiga insektsarter, vars roll inkluderar pollinering, visat sig gynnas av miljön som skapas en längre tid efter bränning (Rodríguez & Kouki 2017). Bränningen gynnar även hotade arter vars ekologi är kopplad till öppna ytor efter en längre tid – men med vissa undantag, som artgruppen lavar (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Även arter kopplade till död ved gynnas en tid efter bränning, eftersom brand kan skapa stora mängder död ved samt lämna sårbara eller döda träd efter sig (Hyvärinen et al. 2009). Naturvårdsbränning skulle kunna vara en bra metod om syftet är att skapa en stor mängd död ved, då bränd ved är ett sämre substrat för barkborrar (*Scolytinae*) (Wikars 2002) och brand kan resultera i en större mängd rovdjursarter som lever av barkborrarna (Heikkala et al. 2021). Det krävs dock en avvägning i valet mellan att bränna eller bevara redan heterogena skogar med död ved i alla stadier, eftersom stora andelar av död ved i senare nedbrytningsstadier samt dess vegetationstäckning kan försvinna i branden (Eriksson et al. 2013).

Samtidigt som bränning kan resultera i en homogenitet av död ved kan det skapa heterogenitet av miljön, exempelvis genom en höjd grundvattennivå som kan leda till torvbildning i markfördjupningar, och öka variationen i fuktighet (Koivula &

Vanha-Majamaa 2020). Då bränders intensitet beror på omständigheter i miljön som själv kan variera, kommer varje brand vara unik, vilket i sin tur skapar variation på landskapsnivå (Nitare 2019). Bränning skapar en variation av miljöer, från solbelysta öppningar till fleråldriga tallskogar (Axelsson & Östlund 2001), med stor tillgång av färsk och bränd död ved som gynnar de arter med behov av dessa miljöer och substrat. Den bränning som utförs i Sverige sträcker sig över runt 2000–3000 ha varje år sedan 90-talet, bland annat av de skogsägare som är certifierade enligt FSC eller PEFC, vilket har resulterat i en ökad populationsmängd för brandgynnade insekter idag (Wikars 2006).

1.3 Luckhuggning

Brandrefugier har i svenska naturskogar formats av mindre störningar då enskilda träd dör naturligt och skapar mindre luckor i den annars slutna skogen (Nitare 2019); en miljö har mestadels försvunnit från Sveriges skogsareal idag (Kuuluvainen & Aakala 2011). Denna luckodynamik skulle kunna efterliknas genom luckhuggning, som också kan skapa död ved som lämnas på platsen. Då många hotade arter lever av död ved (Esseen et al. 1997) är detta av vikt vid restaurering. Det finns många ovanliga arter som gynnas av färsk ved (Koivula & Vanha-Majamaa 2020), men också de som associeras till äldre mer nedbruten död ved (Esseen et al. 1997). Död ved är ett relativt kortlivat substrat som successivt skiftar kvalitet med tid och nedbrytningsgrad, och är en anledning till den högre artrikedomen av vedlevande arter i gamla skogar med lågintensiv luckodynamik, vilket gör att ett kontinuerligt tillskott av död ved behövs (Siitonen 2001). Skapande och lämnande av död ved har visat sig gynna många vedlevande arter, men artsammansättningen skiljer sig om den döda veden dött på naturlig väg eller ej (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Sättet trädet har dött på samt övrigt tillstånd av den döda veden påverkar kvaliteten av det substrat som blir utav den, vilket i sin tur avgör vilka arter som kan leva där (Hägglund & Hjältén 2018). Detta gör det väldigt viktigt att bevara död ved i skogslandskap, som både får lov att bli gamla, då träd i en måttlig nedbrytningsgrad huserar flest rödlistade evertebrater (Siitonen 2001), men också kontinuerligt skapas i färskt tillstånd.

1.4 Rödlistade arter

Sedan år 2000 samlas bedömningar av svenska arters tillstånd vad gäller deras risk att dö ut i den svenska rödlistan, och år 2020 sammanfattades den nuvarande rödlistan i en rapport av Eide et al. (2020). Här förklaras att de arter med populationer som exempelvis har minskat, som minskar med en viss hastighet, med populationsantal som fluktuerar, eller med en kombination av dessa, anses ha en

större risk att dö ut. Fragmentering beskrivs gå hand i hand med populationsminskning, då fragmentering kan leda till minskad population, och en minskad population kan i sin tur i längden leda till högre grad av fragmentering. Rödlistan 2020 visar att en av de organismgrupper vars tillstånd har utstått störst försämring i Sverige från 2015–2020 är skalbaggar (tabell 1).

Tabell 1. Antal arter inom rödlistekategorier. Förkortningarna i tabellen representerar olika nivåer av arters bevarandestatus: RE (Nationellt utdöd), CR (Akut hotad), EN (Starkt hotad), VU (Sårbar), NT (Nära hotad), DD (Kunskapsbrist), LC (Livskraftig), NE (Ej bedömd) (Eide et al. 2020).

Kategori	RE	CR	EN	VU	NT	DD	Summa	LC	NE	Total
Antal arter	48	19	93	279	403	91	933	3440	72	4445

1.5 Skalbaggars ekologiska och funktionella grupper

Skalbaggar kan grupperas utefter deras behov och utvecklade överlevnadsmekanismer, såsom habitategenskaper och föda. Ett successionsförlopp på död ved, specifikt en gränlåga, beskrivs av Esseen et al. (1997), och innefattar fyra ekologiska grupper av skalbaggar under fyra faser. Successionsförloppet initieras av skalbaggsgruppen primära kambiekonsumerare, följt av sekundära kambiekonsumerare som utnyttjar primärarternas vedgångar, tillsammans med rovdjur och detrivorer. Vedlevande svampar kommer efter ett till två år attrahera skalbaggsgruppen svamplevande arter. När det inte finns mycket kambium kvar tillkommer vivlar som börjar konsumera splintveden, tillsammans med långhorningar som konsumerar svampangripen splintved. De första faserna är korta, för att sedan bli längre, var den första sträcker sig över 1–2 år följt av andra fasen på runt 5 år, tredje på 7 år och fjärde på runt 50 år. Död ved av andra trädslag kan ha en fjärde successionsfas där skalbaggar fortsätter konsumera splintved så långt som 100–200 år. Efter att ett träd dött agerar den alltså som substrat för successivt skiftande grupper av skalbaggar, beroende på vedens fysiska/materiella tillstånd. Bränd död ved utgör ett annat fysiskt/materiellt tillstånd, men har visat sig vara av mindre betydelse för vissa av de skalbaggsarter som dras till brända skogsområden, men som inte nödvändigtvis lever på den brända döda veden (Wikars 2002). Detta skulle alltså betyda att det finns något annat än den brända döda veden som brandgynnade skalbaggar behöver i den brända skogsmiljön, som inte uppfylls i andra miljöer. Substrat för skalbaggar kan i sig bestå av andra arter som gynnas av branden, som vedlevande svampar. *Sphaeriestes stockmanni* och *Laemophloeus muticus* är två rödlistade skalbaggar som är kopplad till den brandgynnade svampen *Daldinia loculata*; skiktdyna (Artfakta från SLU Artdatabanken 2023) Dess relation med brandgynnade insekter skulle kunna bero

på att de lever på svampen, alternativt att svampens spridning ökar med hjälp av insekterna, eller bara att de båda gynnas av branden och därför ökar parallellt med varandra – vad korrelationen beror på verkar inte vara helt klarlagd (Wikars 2001).

Studier med specifik fokus på behoven av rödlistade arter behövs för att kunna hjälpa deras populationsantal att stabiliseras och öka. Forskning om restaureringsåtgärder verkar än så länge ha fokuserat på artgrupper, vilket betyder att det inom gruppen som studeras kommer finnas arter av skilda ekologier (nischer) som kan reagera olika på olika former av naturvårdsåtgärder (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Majoriteten av arter som redan trivs i den brukade skogen och hotade arter hamnar då i samma artgrupp; i detta fall artgruppen skalbaggar (*Coleoptera*). Därav kommer resultaten av dessa studier inte kunna visa hur enskilda arter med specifika behov utöver de som redan tillgodoses idag kommer reagera, när det är de rödlistade arterna bevarandeåtgärder borde fokuseras på (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Forskning av hotade skalbaggsarter är problematisk på det sättet att det krävs stora insamlingar av allmänna skalbaggar överlag (300-400 arter eller minst 4000 individer) för att få insamlingen ska innehålla tillräckligt många av rödlistade skalbaggsarter (Martikainen & Kouki 2003). Detta kan därför ha varit ett förhindrande problem i studier med statistiska analyser av dessa. Därtill har skogen i Sverige brukats intensivt i hundratals år, och det finns inte mycket naturlig skog kvar, vilket kan göra det svårt att studera dessa ekosystem (Kuuluvainen & Aakala 2011) och möjligheten att studera behoven av de arter som utvecklats för att överleva där kan därför ha försvårats även av denna anledning.

Denna studies syfte

Genom att fortsätta undersökningen efter ett försök där luckhuggning och bränning utförts, kommer denna studie undersöka hur rödlistade skalbaggar påverkas när skog restaureras genom olika metoder. Detta försök har tidigare undersökts i tre omgångar över tre år av (Hjältén et al. 2017) år 2010 och 2011, och (Hägglund et al. 2020) år 2010 och 2012. Dessa studiers resultat på rödlistade skalbaggsarter visade signifikanta skillnader mellan behandlingar kort efter åtgärderna utförts. Artrikedom var lägre i brända bestånd jämfört med orörda bestånd år 2011. Artrikedom hade också minskat mellan åren 2010–2011 inom orörda bestånd. År 2012, ett år efter behandlingar, såg man en högre artrikedom och abundans i brända bestånd jämfört med luckhuggna bestånd. Mellan åren 2010–2012 såg man att brända bestånds abundans hade ökat, luckhuggna bestånds abundans hade minskat, och orörda bestånds abundans och artrikedom hade minskat. Försöket kan, i och med en ytterligare insamling år 2019, ha genererat datainsamlingar under en period lång nog för statistisk analys som kan visa effekter på längre sikt än vad många tidigare studier undersökt. Syftet med denna studie är att analysera detta data och möjligtvis ge svar på frågan: **Hur påverkas rödlistade skalbaggsarters**

artrikedom, abundans och biodiversitet av restaureringsåtgärderna bränning och luckhuggning på lång sikt?

Innan den statistiska analysen utförts antogs följande hypoteser: 1) **Artrikedom och abundans av rödlistade skalbaggsarter förväntas ha ökat i brända bestånd på lång sikt jämfört med orörda:** motivering till denna hypotes baseras på tidigare studier vars resultat visar att bränning gynnar brandgynnade arter initialt, men även de som gynnas av öppna ytor och död ved efter en längre tid (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Därför skulle artrikedomen kunna öka ytterligare, vilket också antas vara orsaken till den totala ökade abundansen i bestånden.

2) **Artrikedom och abundans förväntas bibehållas i luckhuggna bestånd:** de arter som gynnas av öppna och solexponerade ytor förväntas också bibehållas i de bestånd som luckhuggits, eftersom det troligtvis inte gått lång tid nog för luckorna att växa igen så pass att de kan liknas vid en sluten kontinuitetsskog.

3) **Biodiversitet förväntas öka i brända bestånd i samband med ökning av artrikedom och abundans, och förväntas bibehållas i luckhuggna bestånd:** biodiversitet är en variabel som inte undersökts i tidigare studier av samma försök. Då biodiversitet kan beräknas med hjälp av Shannons diversitetsindex utifrån artrikedom med en viktning till enskilda arters relativa abundans antas analysen visa en skillnad mellan behandlingarna i biodiversitet, då abundans och artrikedom också antas skilja sig mellan behandlingarna.

2. Metod

2.1 Lokal

Området där experimentet utförts ligger i den mellan-boreala samt norra boreala zonen, som definierat i (Ahti et al. 1968), i Västerbotten inom 35km från Lycksele (för mer information se Hjältén et al. 2017; Hägglund et al. 2020). Försöket består av bestånd som sedan en tid är frivilligt avsatta i syfte att gynna biodiversiteten. Här valdes 18 bestånd ut tillsammans med skogsbolaget Holmen AB, vilka varierar mellan 3,5–21 ha i storlek. Skogen i bestånden dominerades initialt av tall (*Pinus sylvestris*) på 30–70%, eller gran (*Picea abies*) på 30–60% med en mindre andel löv (*Betula pendula*, *Betula pubescens*, *Populus tremula*, *Salix caprea*) på 5–20%, och en åldersklassfördelningen mellan 80–160 år. Den stående volymen varierade mellan 150–270 m³/ha. Volymen av död ved bestod av 13–23% tall och 11–16% gran, och ca 50% av totala volymen död ved var i form av lågor. Beståndens bottenskikt var ett friskt ristäckte dominerat av blåbär (*Vaccinium myrtillus*) och på torrare områden dominerat av lingon (*Vaccinium vitis-idaea*). Samtliga bestånd hade tidigare brukats genom kontinuitetsskogsbruk med plockhuggning, och har aldrig avverkats genom kalavverkning- Detta resulterade i en mindre mängd död ved jämfört med helt orörd skog. Skogens störningsdynamik har därutöver sedan länge varit fri från bränder.

2.2 Behandlingar

De 18 bestånden delades i tre grupper för de olika behandlingarna, så att sex bestånd behandlades med bränning, sex behandlades med luckhuggning och sex lämnades orörda som referensbestånd. Tilldelningen av behandling utfördes genom en spatialt stratifierad randomiseringsprocess. Bränningarna föregicks under våren 2011 av en avverkning med en intensitet på 5–30% varav all ved utom 5m³/ha transporterades bort som virke för att underlätta bränningen då marken behöver torka, vilket också räckte för att ersätta kostnaderna av bränningen. Bränningarna utfördes sedan år 2011 mellan juni och augusti (10/6–3/8) beroende på passande väderförhållanden. Luckhuggningen utfördes så att ca 20% av bestånden bestod av luckor, 6 luckor/ha med 10 meters radie, under våren 2011 innan snön smälte. I luckorna sparades 3 stora evighetsträd av *Salix caprea*, *Populus*, *Betula pubescens*, och i frånvaro av dessa valdes *Pinus sylvestris*. I varannan lucka höggs träd selektivt och forslades bort. I resterande luckor dödades träden genom skapande av högstubbar, ringbarkning eller genom att putta omkull dem, förutom de allra mittersta träden; detta för att inte överskrida den i Skogsvårdslagen tillåtna

mängden död ved (max 5 m³ färsk barrved/ha). År 2012 överskreds denna gräns, men med tillåtelse av Skogsstyrelsen (Hägglund et al. 2020). Den ved som transporterades bort efter luckhuggningen täckte de kostnader som luckhuggningen krävde. Mängden grov död ved som fanns i brända bestånd innan behandling år 2010 var 12,8±4,0 m³/ha, och 41,7±10,9m³/ha tillkom efter behandling 2012. Bestånd som planerats att luckhuggas innehöll 12,1±1,9 m³/ha grov död ved, och 20,1±3,3 m³/ha tillkom efter behandling 2012. Orörda bestånd innehöll grov död ved på 10,2±2,0 m³/ha år 2010.

2.3 Fällor

För att undersöka mängden och artsammansättningen av skalbaggar i området sattes 3 fällor per bestånd ut före behandlingarna år 2010 i juni, ett år efter behandlingarna år 2012 tidigt i juni, och åtta år efter behandlingar 2019. Fällorna som användes var fönsterfällor av polsk IBL2-modell. Fällorna placerades med ett avstånd på ca 50 meter mellan fällor med en vinkel på 120°, 1–2 meter ovan marken och 30 meter från beståndets mitt. Skalbaggar fångades upp med fällan och samlades i plastbehållare som rymmer 600ml fyllda med 75% glykol och en droppe rengöringsmedel. För att undvika att fällorna skulle svämma över av regnvatten användes en vattendränare som sattes mellan fällan och plastbehållaren. År 2012 sattes fällor ut tidigt i juni innan de flesta skalbaggsarters svärmning. Fällorna samlades in i september under samtliga år, och skalbaggar identifierades och räknades av taxonomer (för mer information se Hjältén et al. 2017). De insamlade arterna bedömdes för rödlistningskategorier efter den svenska rödlistan 2020.

2.4 Responsvariabler

För att analysera hur de rödlistade skalbaggaras respons användes deras artrikedom, abundans och biodiversitet som responsvariabler. Artrikedom definieras som antalet skilda arter som befinner sig inom samma område eller habitat. Abundans definierades som den enskilda artens antal individer. Biodiversitet definierades som en utökad form av artrikedom, men som innefattar de enskilda arternas abundans i form av Shannons diversitetsindex.

Shannons diversitetsindex har tidigare använts som en måtenhet av biodiversitet av exempelvis (Fredriksson et al. 2020). Shannons diversitetsindex (H') beräknas genom exponentialen av Shannons entropi (H), ett värde som beskriver när en individ slumpmässigt dragits från ett stickprov och där finns en osäkerhet kring vilken grupp (till exempel art) denna individ tillhör; värdet av den osäkerheten beskrivs av Shannons entropi (Tuomisto 2013). Dock beskriver Fedor &

Spellerberg (2013) samt Gauthier et al. (2010) Shannon's diversity index beräknad som Shannons entropi, alltså enbart H . Här ingår jämnhet i fördelning samt rikedom med viktning av varje art genom dess relativa artrikedom (Gauthier et al. 2010). Denna studie kommer använda Shannons diversitetsindex som index för biodiversitet beräknat genom formeln

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \ln p_i$$

där H representerar diversitetsindex, och p_i representerar art nummer i 's relativa abundans, där N_i är artens nummer (Gauthier et al. 2010; Fedor & Spellerberg 2013).

2.5 Statistisk analys av responsvariabler

Genom statistisk analys undersöktes huruvida de rödlistade arternas artrikedom, abundans och/eller biodiversitet har förändrats med orsak av behandlingarna efter den senaste undersökningen 2012. Skillnader i differenser mellan insamlingsår, samt skillnader i biodiversitet analyserades med hjälp av Kruskal-Wallis-test (KW): en alternativ analysmetod när antagandena som krävs för en ANOVA inte kan uppfyllas (Xia 2020). För analys av responsvariablerna artrikedom och abundans användes en Generalized Linear Model (GLM) med Poisson-fördelade standardavvikelser; Poisson-regression. Poisson-fördelade populationer består av ett antal oberoende händelser med diskreta värden, vilket gör att dessa variabler kan bedömas passa en Poisson-regressionsmodell (Siegel & Wagner 2022). GLM är en variant av linjär regression som inte kräver alla dess antaganden genom att en länkfunktion transformerar väntevärdet så att en variabel passar en normalfördelning (Royle et al. 2014). KW följdes med ett post hoc test i form av Dunn's Multiple Comparison test som likt KW också är icke-parametriskt och passar till en mindre mängd data (Dinno 2015), med justering av p-värden enligt metoden Holm (McLaughlin & Sainani 2014). GLM följdes med post hoc test genom R-studio paketet "emmeans", ämnat att utföra multipla parvisa test av just GLM-analyser (Lenth et al. 2023).

Analyser utfördes med hjälp av det statistiska analysprogrammet Rstudio. Paket till programmet installerades för att kunna hantera, bearbeta och analysera datat: "tidyverse" (Wickham et al. 2019), "ggplot2" (Wickham et al. 2023b), "lmerTest" (Hothorn et al. 2022), "Dunn.Test" (Dinno 2017) och "emmeans" (Lenth et al. 2023).

2.6 Undersökning av artsammansättning

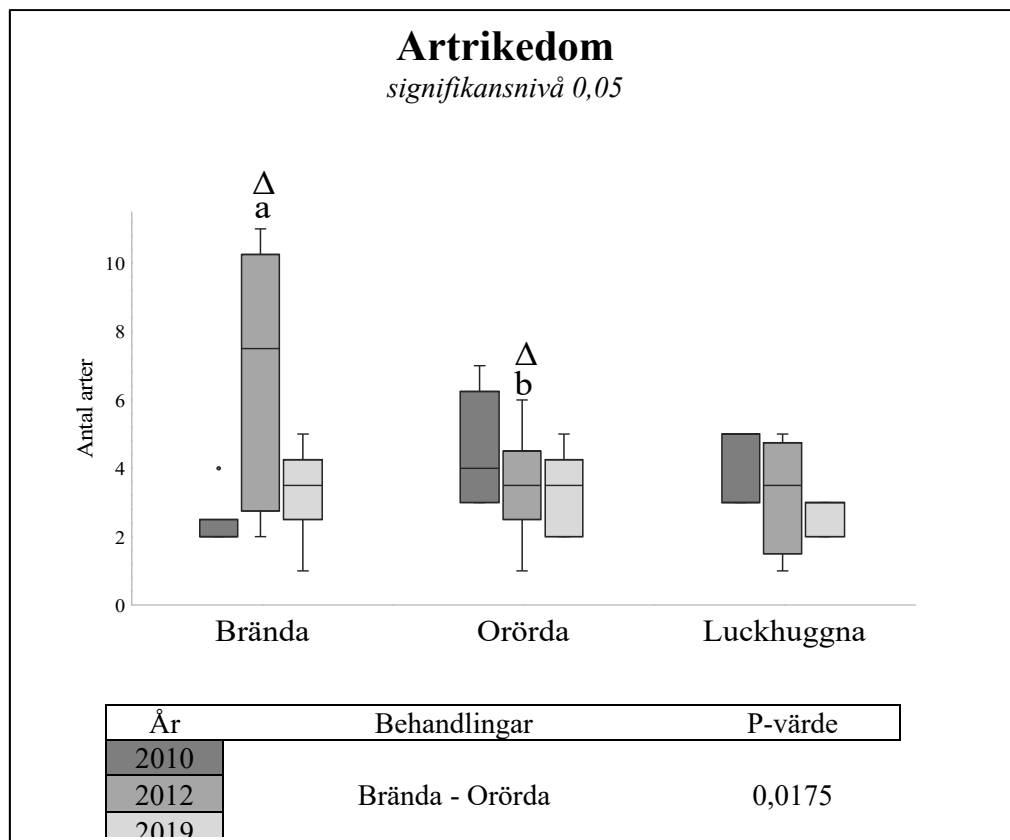
Sammanställning av arter i de olika behandlingsbestånden har efter statistisk analys ställts upp i tabeller och illustrerats med venndiagram för att vidare undersöka möjliga samband och orsaker till signifikanta skillnader mellan responsvariabler till följd av behandling med koppling till arternas olika ekologi. Förändringar i vilka arter som fångats i de olika behandlingsbestånden under vilka år undersöktes och jämfördes behandlingar och år emellan.

Beteckningarna B, S, N, K, SV, F, Ö, V, VA, I och R fick representera ekologier av skalbaggar som kopplas till brända skogsmiljöer, solbelysta skogsmiljöer, naturskogsliknande miljöer, kontinuitetsskog, vedlevande svamparter respektive färsk död ved. Ö representerar ”övrig ekologi”, då ekologin av två insamlade arter beskrivits som kopplad till delvis okända och osammanhängande omständigheter eller unika miljöer som bedömts som svårdefinierade i relation till studien. Detta gäller arten *Neuraphes perssoni* som kopplats till mossor under björklågor, grova aspar samt möjligen kopplad till smågnagare, och arten *Haploglossa nidicola* som kopplats till bon av backsvala eller andra fåglar. Arter med beteckningarna V, VA, I och R fick representera exklusivt vedlevande, icke exklusivt vedlevande, icke vedlevande och rovdjur. Information om de insamlade skalbaggsarterna hämtades från Artfakta från SLU Artdatabanken (2023). Ingen statistisk analys utfördes, vilket innebär att det inte kan dras några slutsatser utifrån denna undersökning, men kan visa var vidare undersökning utöver denna studies ramar bör göras, där möjliga förklaringar till de resultat som här redovisas kan finnas.

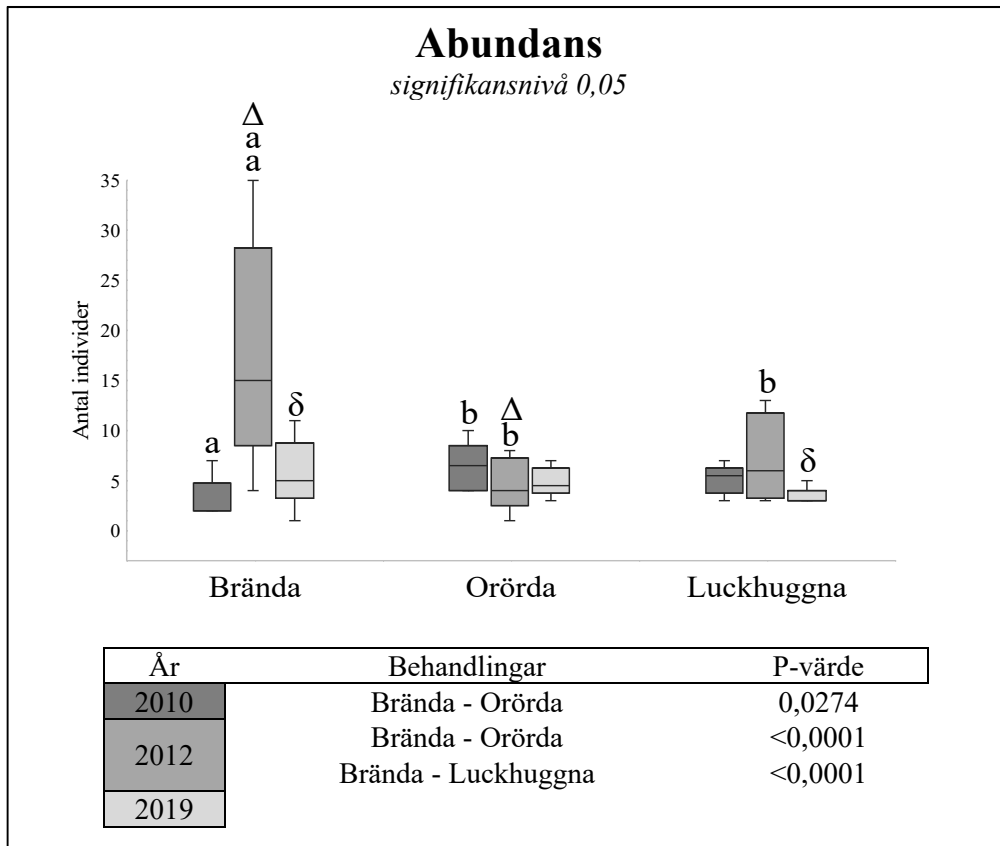
Illustrerande av venndiagram utfördes i statistiska analysprogrammet Rstudio med paketet ”eulerr” (Larsson et al. 2022).

3. Resultat

Sammanfattningsvis visade analysen att effekterna på de rödlistade skalbaggsarternas artrikedom och abundans under åren sedan 2012 hade minskat, då skillnaderna mellan responsvariablerna mellan behandlingar inte längre var signifikanta. Förändringen i abundans på lång sikt var dock signifikant större i brända bestånd jämfört med luckhuggna, med en positiv förändring i brända bestånd från 2010 till 2019 jämfört med en negativ förändring i luckhuggna bestånd. Vad gäller biodiversitet var den innan behandlingar signifikant högre i de bestånd som då planerats att lämnas orörda, jämfört med de som planerats att brännas. Därefter fanns ingen signifikant skillnad i biodiversitet mellan behandlingar.



Figur 1. Låddiagram av rödlistade skalbaggsarters artrikedom inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019. Signifikanta skillnader mellan två behandlingar inom samma år är markerade med bokstäver som skiljer sig; "a" eller "b". Signifikanta skillnader mellan differenser 2010–2012 mellan bestånd är markerade med "Δ", och differensen 2010–2019 mellan bestånd är markerade med "δ". Signifikanta skillnaders p-värden mellan behandlingar inom år är presenterade under låddiagram.



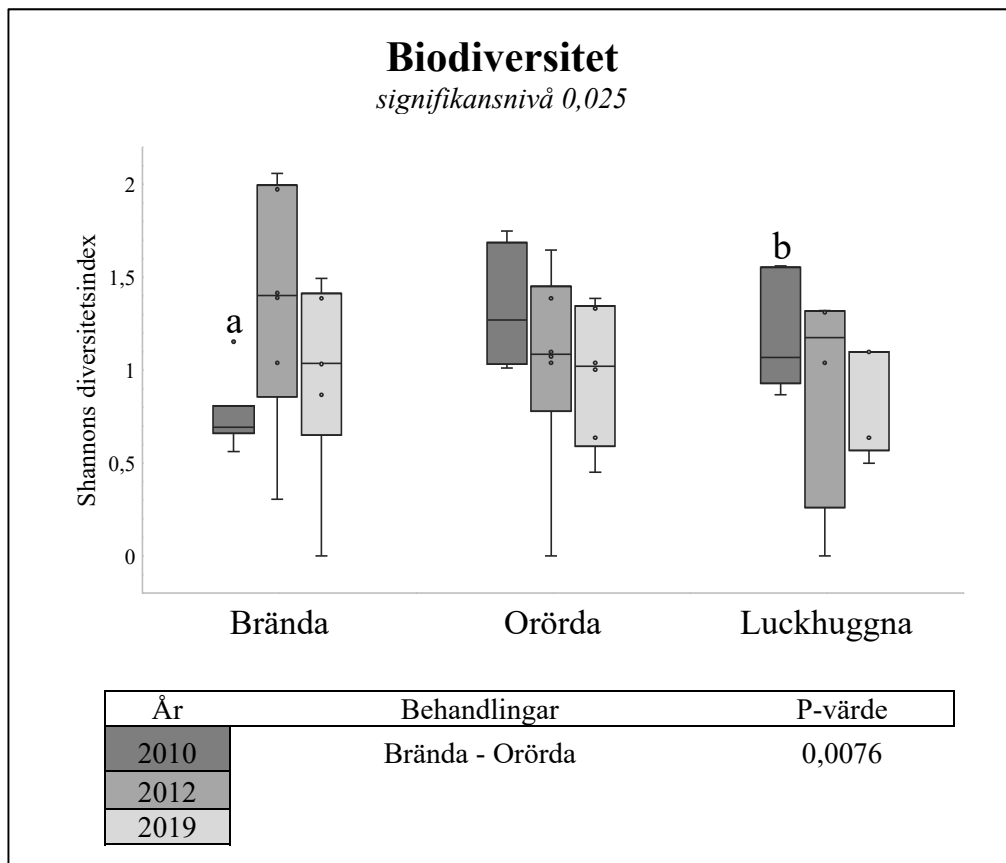
Figur 2. Låddiagram av rödlistade skalbaggsarters abundans inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019. Signifikanta skillnader är markerade på samma sätt som figur 1.

3.1 Bränning – artrikedom och abundans

Artrikedom under 2010 skilde sig inte mellan bestånden innan behandling (figur 1). Dock var där en initialt större mängd rödlistade i de bestånden som skulle lämnas orörda jämfört med de bestånd som skulle brännas (p-värde 0,0274 med signifikansnivå 0,05). Efter behandling hade en högre artrikedom utvecklats i de brända bestånden, till en signifikant skillnad från de bestånd som inte behandlats (p-värde 0,0175 med signifikansnivå 0,05). Antalet arter hade initialt varit 9, och ökat till 23 året efter bränning. Även abundansen hade ökat, och visade på ett mycket lågt p-värde som indikerar den statistiskt signifikanta skillnaden i individantal mellan behandlingsbestånden (p-värde <0,0001 med signifikansnivå 0,05) så att det nu var högre i brända bestånd jämfört med både luckhuggna och orörda (figur 2). Efter längre tid år 2019 hade de signifikanta skillnaderna minskat, och de enda signifikanta skillnader som fanns var differenser i abundans mellan år 2010 och 2019 i behandlade bestånd (figur 3 samt p-värden i bilaga 2).

3.2 Luckhuggning – artrikedom och abundans

För luckhuggningen fanns inga skillnader mellan behandlingsbestånd innan behandlingar år 2010 i varken artrikedom eller abundans (figur 2 och 3). Ett år efter behandlingar hade varken artrikedomen eller abundans utvecklats i jämförelse med obehandlade bestånd. Abundansen var därtill lägre jämfört med de brända bestånden. Åtta år senare var inga skillnader signifikanta mellan behandlingar.



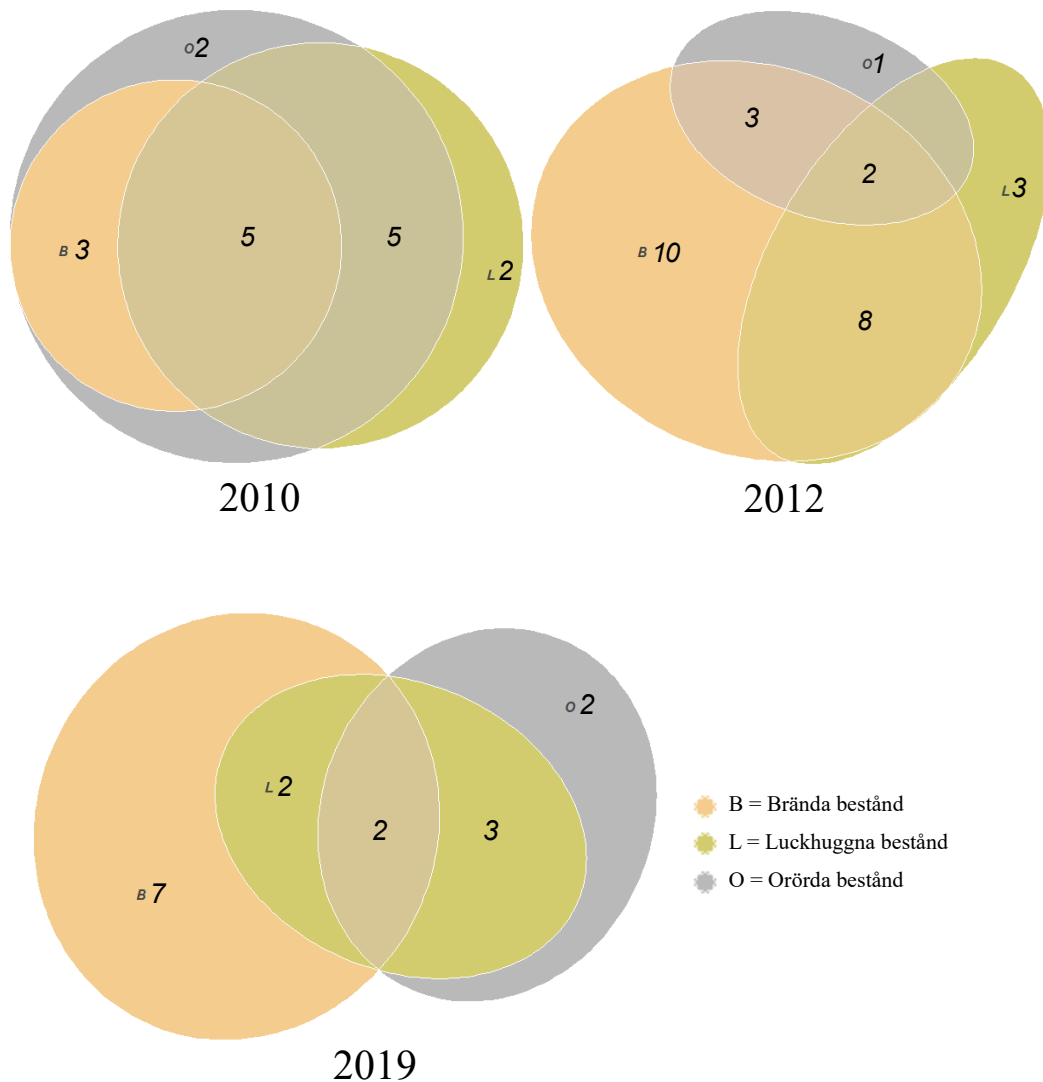
Figur 3. Låddiagram av rödlistade skalbaggsarters biodiversitet inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019. Signifikanta skillnader är markerade på samma sätt som figur 1.

3.3 Biodiversitet

Initialt var biodiversiteten högre i de bestånd som planerats att lämnas orörda, jämfört med brända bestånd (p-värde av 0,0076 med signifikansnivå 0,025) (figur 4). Även om både artrikedom och abundans var högre i brända bestånd jämfört med orörda bestånd 2012 fanns ingen liknande skillnad i biodiversitet, då ingen av behandlingarna skapat en signifikant skillnad i biodiversiteten på kort sikt. År 2019 var situationen densamma; ingen av behandlingarna visade på någon skillnad i biodiversitet på lång sikt.

3.4 Artsammansättning

Skillnaden i artrikedom och abundans på kort sikt kom tillsammans med en förändrad artsammansättning, dock är denna skillnad inte statistiskt analyserad varför inga signifikanta resultat kan redovisas. Antalet arter i vardera behandlingsbestånd, antalet arter som fångats i flera behandlingsbestånd samt vilka de specifika arterna är tillsammans med deras ekologiska förutsättningar redovisas nedan.



Figur 4. Venndiagram av artrikedom och överlapp i behandlingsbestånd. Värdena visar artsammansättningen i form av antal arter som uteslutande finns i bara en sorts behandlingsbestånd, eller överlappande finns i flera sorters behandlingsbestånd.

Innan behandlingar fångades endast svamplevande och naturskogsgynnade skalbaggsarter i samtliga bestånd (tabell 2). De flesta arter förekom överlappande i olika bestånd, eller i samtliga bestånd (figur 5). Kort efter behandlingar år 2012 fångades arter som representerar ett större tillskott av brandgynnade arter, främst i brända bestånd, men intressant nog också ett fåtal i luckhuggna och orörda bestånd (tabell 3). Tio arter fångades enbart i brända bestånd, och åtta arter i båda former av behandlade bestånd (figur 5). Detta är höga artantal relativt antalet arter som uteslutande företrar orörda och/eller luckhuggna bestånd. Här tillkom även ett par kontinuitetsskogsgynnade arter till behandlade bestånd. Fåtalet arter som specifikt beskrivs som gynnade av färsk död ved samt predatorer tillkom brända och luckhuggna bestånd men inte orörda. Sju år efter behandlingar år 2019 hade artrikedomen minskat, av arter med samtliga ekologier. Artantalet som fångades enbart i brända bestånd förblev relativt högt (figur 5), men vid närmare undersökning av specifika arter var denna artrikedomen i form av en ny artsammansättning (tabell 4). Minskningen bestod mestadels av brandgynnade arter (tabell 4), men även naturskogsgynnade och kontinuitetsskogsgynnade. Endast två brandgynnade arter fångades igen efter 2012, och de två naturskogsgynnade arterna samt den svampgynnade arten som fångats uteslutande i brända bestånd hade bytts ut mot andra arter av samma ekologiska indelning. Nu hade fåtalet solgynnade arter tillkommit samtliga bestånd - även orörda. Till orörda bestånd hade även en kontinuitetsskogsgynnad art och en som gynnas av färsk död ved tillkommit.

Tabell 2. Arter 2010. Här visas de specifika arter som ingår i vardera cirkel av venndiagrammen, och illustrerar deras ekologiska indelning med beteckningar och färger. Beteckningarna och färger förklaras i legenden under tabellerna, samt under rubriken "Metod".

2010		
Bestånd innan bränning	Bestånd innan luckhuggning	Bestånd som ska lämnas orörda
SV, V: Atomaria affinis	SV, V: Atomaria affinis	SV, V: Atomaria affinis
SV, V: Atomaria alpina	SV, V: Atomaria alpina	SV, V: Atomaria alpina
SV, V: Cerylon deplanatum	SV, V: Cerylon deplanatum	SV, V: Cerylon deplanatum
SV, V: Scaphisoma subalpinum	SV, V: Enicmus apicalis	SV, V: Scaphisoma subalpinum
SV, V: Orchesia fasciata	SV, V: Mycetophagus fulvicollis	SV, V: Orchesia fasciata
SV, V: Enicmus apicalis	N, VA: Corticaria interstitialis	SV, V: Enicmus apicalis
SV, V: Mycetophagus fulvicollis	N, V: Ernobius explanatus	SV, V: Zilora ferruginea
N, VA: Agathidium pallidum	N, V: Atomaria lapponica	N, I: Tachinus elegans
N, VA: Corticaria interstitialis	N, V: Corticaria polypori	N, VA: Agathidium pallidum
	N, V: Leiodes inordinata	N, VA: Corticaria interstitialis
	N, V: Cryptophagus quadrihamatus	N, V: Ernobius explanatus
	Ö, VA: Neuraphes perssoni	N, V: Atomaria lapponica
		N, V: Corticaria polypori
		Ö, VA: Neuraphes perssoni

Tabell 3. Arter 2012. Här visas specifika arter och ekologier år 2012.

2012		
Brända bestånd	Luckhuggna bestånd	Orörda bestånd
SV, V: Atomaria affinis	SV, V: Atomaria affinis	SV, V: Atomaria affinis
SV, V: Cerylon deplanatum	SV, V: Atomaria alpina	SV, V: Cerylon deplanatum
SV, V: Scaphisoma subalpinum	SV, V: Scaphisoma subalpinum	SV, V: Scaphisoma subalpinum
SV, V: Enicmus apicalis	SV, V: Orchesia fasciata	SV, V: Enicmus apicalis
SV, V: Mycetophagus fulvicollis	SV, V: Mycetophagus fulvicollis	N, I: Tachinus elegans
SV, VA: Agathidium discoideum	N, V: Tachinus elegans	N, V: Ernobius explanatus
N, VA: Agathidium pallidum	N, VA: Agathidium pallidum	B, V: Dropephylla clavigera
N, VA: Corticaria interstitialis	B, V: Stenotrachelus aeneus	B, V: Melandrya dubia
N, V: Pachyta lamed	B, V: Corticaria obsoleta	
N, V: Lasconotus jelskii	B, V: Euracmaeops septentrionis	
B, V: Sphaeriestes stockmanni	R, V: Danosoma fasciatum	
B, V: Stenotrachelus aeneus	F, V: Trypophloeus binodulus	
B, V: Denticollis borealis	K, V: Epuraea oblonga	
B, V: Dropephylla clavigera	K, V: Pytho abieticola	
B, V: Corticaria obsoleta		
B, V: Euracmaeops septentrionis		
B, V: Laemophloeus muticus		
B, V: Batrisodes hubenthalii		
F, V: Gonotropis dorsalis		
F, V: Trypophloeus binodulus		
R, V: Danosoma fasciatum		
K, V: Epuraea oblonga		
Ö, I: Haploglossa nidicola		

Tabell 4. Arter 2019. Här visas specifika arter och ekologier år 2019.

2019		
Brända bestånd	Luckhuggna bestånd	Orörda bestånd
SV, V: Atomaria alpina	SV, V: Atomaria alpina	SV, V: Atomaria alpina
SV, V: Orchesia fasciata	SV, V: Cerylon deplanatum	SV, V: Cerylon deplanatum
SV, V: Mycetophagus fulvicollis	SV, V: Orchesia fasciata	SV, V: Orchesia fasciata
SV, V: Atomaria badia	SV, V: Mycetophagus fulvicollis	N, I: Tachinus elegans
N, V: Ernobius explanatus	B, V: Stenotrachelus aeneus	F, V: Silvanus bidentatus
N, V: Pachyta lamed	K, V: Pytho abieticola	K, V: Pytho abieticola
B, V: Stenotrachelus aeneus	S, V: Bius thoracicus	S, V: Bius thoracicus
B, V: Denticollis borealis		S, V: Dermestes palmi
B, V: Stephanopachys linearis		
R, V: Eblisia minor		
S, V: Stagetus borealis		

B	Brandgynnadekopplad till brandfält
SV	Kopplade till vedlevande svamp
K	Kontinuitetsskogsgynnad
S	Kopplad till solexponderad ved
N	Naturskogsgynnad
F	Gynnad av färsk död ved
R	Rovdjur
V	Exklusivt vedberoende
I	Inte vedberoende
VA	Lever av ved men också annat
Ö	Övrig ekologi

4. Diskussion

4.1 Översiktlig innebörd av resultaten

Resultaten visar att rödlistade skalbaggars artantal samt individantal ökade kort efter bränning för att sedan minska på lång sikt. Luckhuggning visade sig inte ha någon effekt på vare sig artrikedom eller abundans. Den initiala ökningen och följande minskning orsakat av bränning, samt frånvaro av effekt från luckhuggning, skulle kunna förklaras av artgruppens skilda ekologier och substratbehov arter emellan. Vad gäller biodiversitet fanns ingen signifikant skillnad mellan behandlingarna varken på lång eller kort sikt, bortsett från den initialt högre biodiversiteten i orörda bestånd jämfört med de som skulle brännas. Denna skillnad fanns inte efter behandlingar, vilket innebär att biodiversiteten kan ha ökat av bränning till den grad att biodiversiteten inte längre skiljer sig. Resultaten kan sammanfattningsvis indikera att bränning varit en mer effektiv metod för att gynna gruppen rödlistade skalbaggar i sin helhet. I följande stycken kommer möjliga orsaker till resultaten av bränning och luckhuggning att jämföras med andra studier i närmare detalj.

Benämningen rödlistade arter skulle kunna användas synonymt med benämningen ”ovanliga arter”, eftersom de i och med sitt utrotningshotade tillstånd allt som oftast har låga populationsantal (Martikainen & Kouki 2003). Detta gör forskning om dessa arter både viktigare och samtidigt svårare; högre grad av sällsynthet gör det oundvikligen svårare att samla data med en storlek som möjliggör analys. Det är oavsett nödvändigt att samla information om dessa arter, för att kunna avstanna och motverka deras utrotningshotade tillstånd. Analyser av artrikedom och abundans av alla Sveriges skalbaggsarter över lag verkar inte ha samma problematik, men om analysen görs med syftet att hitta metoder för att motverka utrotningstillståndet av artgruppen räcker inte dessa analyser. Forskningen behöver centreras på den drabbade andelen av artgruppen för att kunna göra någonting åt det; det är dessa arter som är i behov av de restaureringsåtgärderna som studeras. I studien av Martikainen & Kouki (2003) beskrivs att insamling och forskning av ovanliga skalbaggsarter behöver underlättas genom genvägar. Studien menar att det behövs över 500 arter av artgruppen skalbaggar, eller 100 000 individer, insamlade per område för att få ihop ett stickprov innehållande en tillräcklig mängd hotade arter som kan möjliggöra betydande analyser. Detta förklaras som en orimlig mängd arbete, och att dessa genvägar i stället behövs för att kunna dra några slutsatser, men att detta i sin tur kräver utökad kunskap innan vi kan tillämpa dem. Ett exempel på en sådan genväg skulle kunna vara användningen av svampen skiktdyna som indikator till brandgynnade insekter, då dessa visat sig vara positivt korrelerade till varandra i brända områden (Wikars 2001). Tills dess att vi har etablerat dessa

genvägar kan vi samla den lilla mängd information som är möjlig, vilket i detta fall är genom observation av skillnader i artsammansättning, om än från en liten mängd individer. Dock kräver detta att vi belyser och ger plats för de möjliga mörkertal och osäkerheter som kommer med observationer i data av liten storlek, och är lämpligen restriktiva i konstaterande av slutsatser utav dessa observationer. Diskussionen som hålls kring artsammansättningens förändringar kan alltså inte konstateras som bevis, men kan agera som en fingervisning till var vidare forskning inom detta område kan fokusera. Det vi kan dra slutsatser om efter denna studie är de statistiskt signifikanta skillnader som setts om artgruppen rödlistade skalbaggar som helhet: att bränning har en övervägande större effekt på artrikedom och abundans jämfört med åtgärder i form av luckhuggning och passiv avsättning.

4.2 Frågeställning och hypoteser

Denna studie inleddes med frågeställningen hur artrikedom, abundans och biodiversitet av rödlistade skalbaggsarter påverkas av restaureringsåtgärder bränning och luckhuggning på lång sikt. De två tidigare studierna som undersökt försöket i fråga kunde bara se effekter på kort sikt, och effekter på längre sikt kunde undersökas först nu. Vad som definieras som kort respektive lång sikt är dock en relativ fråga. I detta fall kan ett tidsspänn på åtta år inte definieras som lång i relation till skogliga ekologiska processer som nedbrytning av en låga; detta kan ta så lång tid som över hundra år (Esseen et al. 1997). Ställs tidsspännet i relation till tidsspännet av flertalet tidigare studier om effekten av restaureringsgårderna i fråga skulle åtta år dock kunna definieras som långt. Studien inleddes med följande hypoteser på eventuell svar till denna frågeställning: 1) Artrikedom och abundans av rödlistade skalbaggsarter förväntades öka i brända bestånd på lång sikt jämfört med bestånd som inte behandlats, 2) Artrikedom och abundans förväntades öka och bibehållas i luckhuggna bestånd på lång sikt jämfört med bestånd som inte behandlats, 3) Biodiversitet förväntades öka i brända bestånd i samband med ökning av artrikedom och abundans, och förväntas bibehållas i luckhuggna bestånd.

4.2.1 Bränning

Artrikedom och abundans av rödlistade skalbaggsarter förväntades öka i brända bestånd på lång sikt jämfört med bestånd som inte behandlats. Sambandet mellan bränning och en ökad artrikedom och abundans av rödlistade skalbaggsarter har dock visat sig brytas på lång sikt.

Tidigare studier har visat att bränning initialt kan gynna brandgynnade (pyrofila) artgrupper och missgynna de flesta andra, men efter en tid också gynna andra artgrupper (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Dessa arter gynnas av

solexponerade döende träd och färsk död ved (kambivorer) samt skalbaggsarter som i sin tur lever av dessa (rovdjur) följt av sekundära skalbaggsarter som lever av splintved (xylemofager) (Heikkala et al. 2016). Bränning skulle alltså kunna öka artrikedom och/eller abundans av pyrofila skalbaggar på kort sikt, och öka artrikedom och/eller abundans av andra vedberoende skalbaggar på lång sikt. Någon långsiktig ökning i artrikedom och abundans genom tillkomst av övriga vedberoende arter hände dock inte i detta fall.

En tidigare studie om just rödlistade skalbaggar visar en liknande kortsiktig ökning i artrikedom, följt av en långsiktig minskning (Hekkala et al. 2014). I experimentet utfördes avverkning med två olika intensiteter, följt av bränning. Initialt ökade artrikedomen redan samma år som behandlingen, och fortsatte året efter. Efter 5 år hade artrikedomen och abundansen återgått till nivåerna innan behandling. I en annan studie såg man samma snabba ökning av artrikedom och abundans av rödlistade skalbaggar, men artrikedomen minskade inte med tiden (Toivanen & Kotiaho 2007). Detta medges dock kunna bero på en låg statistisk styrka av analysen, orsakat av låga antal av dessa arter.

Artsammansättning har tidigare visat sig påverkas tydligt av bränning på kort sikt (Wikars 2002; Hyvärinen et al. 2006; Hjältén et al. 2017), men också fortsatt skilja sig från artsammansättningen i obrända bestånd även på lång sikt (Fredriksson et al. 2020). I vår studie förändrades artsammansättningen från att det initialt inte fanns några brandgynnade, solgynnade eller kontinuitetsgynnade arter i någon av bestånden innan behandlingar. Kort efter behandlingar tillkom nio brandgynnade arter samt tre kontinuitetsskogsgynnade arter, och på lång sikt tillkom tre solgynnade arter. Vid närmare undersökning av de närvarande arterna berodde den största delen av den kortsiktiga ökningen i abundans på en jämförelsevis stor mängd individer av arten *Sphaeriestes stockmanni*, på svenska kolsvart trädbasbagge, som enbart fångades i brända bestånd. Artens effektiva kolonisering har även visat sig i studien av Hyvärinen et al. (2006). På lång sikt hade arten dock inte fångats i någon av bestånden, vilket innebär att den tillkommit först när bränning skett, och har minskat eller försvunnit en längre tid efter branden.

Många av de arter som tillkommit kort efter behandling fångades sedan inte på lång sikt, vilket ledde till den totalt minskade artrikedomen och abundansen 2019. Vad gäller just de bestånd som planerats att brännas hade det innan behandling bara fångats rödlistade arter som också funnits i andra bestånd. Kort efter bränningen tillkom 8 brandgynnade arter. På lång sikt hade de åtta brandgynnade arterna i de brända bestånden minskat till tre, varav en är en nytillkommen art. Alltså har sex av åtta brandgynnade arter inte längre hittats i bestånden. Denna förändring skulle kunna betyda att dessa arter lockas till nyligen brända skogsmiljöer, och lämnar området när det övergår från den nyligen brända miljön till den miljö som skapas

av skog som bränts för många år sedan, eller att de dör ut. Alternativt att den miljö som skapas av branden, som de pyrofila skalbaggsarterna behöver, successivt förändrats med tiden. Död ved utgör som tidigare beskrivet substrat för kontinuerligt skiftande arter med nedbrytningsgrad. Kambivorer är de första som tillkommer den nyligen störda miljön, och är de första som också lämnar området när kambiet är konsumerat, vilket bara tar ett par år (Esseen et al. 1997; Fredriksson et al. 2020). Brytningen av sambandet mellan artrikedom, abundans och bränning på lång sikt skulle oavsett kunna innebära att det finns arter som behöver kontinuerlig bränning med kortare mellanrum än åtta år. Detta resoneras i studien av Hekkala et al. (2014) skulle kunna ske genom att bränna i omgivande bestånd med ett visst årsintervall. Denna studie såg en minskning i artrikedom redan efter 5 år, varför de föreslår detta årsintervall.

Brandgynnade arter fångades inte bara i behandlade bestånd, även i orörda bestånd fångades två med denna ekologi kort efter behandlingar, vilket skiljer sig från resultatet i studien av Fredriksson et al. (2020). Även två solgynnade och en kontinuitetsgynnade art fångades i orörda bestånd sju år senare. Rödlistade skalbaggsarter i svensk skog har visat en tendens att fluktuera vad gäller abundans även i bestånd som av skogsbruket lämnats orörda (Hägglund et al. 2020), vilket också gäller artsammansättningen av allmänna skalbaggsarter (Jokela et al. 2019). Artsammansättning av skalbaggsgruppen jordlöpare har även i obrukad skog visat sig variera från år till år beroende på väder, interaktioner med omgivande artsamhälle samt naturliga cykler av enskilda arter (Koivula et al. 2019). Detta visar hur artsammansättningen skiftar även utan åtgärder, i samma mönster som observerats för de behandlade bestånden, vilket till viss grad talar emot att förändringen beror just på behandlingarna. Dock visar analyserna att skillnaden i översiktlig artrikedom kort efter behandling beror på bränningen, och ökningen kan ses bestå mestadels av just brandgynnade arter, vilket kan innebära att den faktiska ökningen delvis beror på tillskottet av just brandgynnade arter orsakats av bränningen.

Arterna i denna studie är uppdelade i kategorierna brandgynnade, solgynnade, gynnade av naturskogsliknande miljöer, kontinuitetsskogsgynnade, kopplade till svamp, kopplade till färsk ved, vedberoende, icke exklusivt vedberoende, icke vedberoende och predatorer; vilket är en förenklad version av verkligheten. Det finns i denna studie insamlade rödlistade arter som är gynnade av kombinationer av beteckningarnas innebörd, såsom gynnade av brand i kombination med naturskog, eller av naturskog och/eller kontinuitetsskog. De arter som trots kombinatorisk ekologi är till olika grad gynnade av brand har benämnts som just brandgynnade, eftersom detta bedömts vara den, för diskussionens skull, definierande egenskapen. Samma resonemang har använts för solgynnade arter. Ekologier kopplade till brand och sol har alltså setts ha särskilda behov kopplade till restaureringsåtgärderna i

fråga, och övriga ekologiska behov eller funktionella grupper såsom arter gynnade av naturskogsliknande miljö eller kopplade till diverse vedlevande svamparter har bedömts som sekundärt i just denna studie. Dessa egenskaper är trots detta av intresse, och möjliga samband och observationer kopplade till arter med de egenskaperna skulle eventuellt också kunna upptäckas, och fortsätta diskussionen vidare. Den kombinatoriska ekologin av arter som refererats till som svampkopplade kan troligen därför också vara indirekt i behov av olika åldrar av redan svampangripen död, eller levande, ved. Ett exempel är *Mycetophagus fulvicollis*, på svenska rödhalsad vedsvampbagge, vars ekologi är kopplad till högstubbar och/eller stående torra aspar som drabbats av vitröta eller granar som drabbats av violticka, i denna studie hittad innan och efter behandlingar både i brända och luckhuggna bestånd. Många av de svampkopplade skalbaggsarterna associeras till svamparna violticka, fnöskticka eller klibbticka, vilka alla kopplas till samtliga nedbrytningsstadier: både en tidig och en mer framskriden nedbrytning, men också försvagande och levande träd av olika slag. Ekologin av dessa skalbaggsarter beror därför mer eller mindre på behoven av deras associerade svampar, och bedöms på så sätt gynnas av ett relativt ospecificerat tillstånd av ved. Därför blir det svårt att bedöma vad deras närvaro beror på mer än tillgång av levande, nyligen döda, eller sedan länge döda barrträd eller lövträd, och hur det skiljer sig mellan behandlingsbeståndens tillstånd. En frånvaro av rödlistade skalbaggar som lever på svampar kopplade till just senare nedbrytningsstadier skulle i detta fall kunna bero på att veden bara varit död i åtta år, medan nedbrytningen av ett träd kan ta decennier (Siitonen 2001). Esseen et al. (1997) skriver att den tredje nedbrytningsfasen av död ved, när kambiet blivit konsumerat av primärarter, är en av de mest artrika när det kommer till skalbaggsarter, vilket beror på en då etablerad närvaro av vedlevande svampar. Träd i den fjärde nedbrytningsfasen som varit döda i mer än 10–20 år utnyttjas därtill av vissa skalbaggsarter kopplade till vedlevande svamp som vid det laget bryter ner splintveden, vilket skulle kunna innebära en senare tillkomst av vissa skalbaggsarter efter tillskott av död ved.

Naturvårdsåtgärder skulle i teorin också kunna leda till ökad abundans av de arter som av skogsbruket anses vara skadedjur, exempelvis barkborrar (*Scolytinae*), i de fall behandlingen lämnar efter sig substrat passande för dem, som en större mängd skadade och sårbara träd (Hekkala et al. 2021). Detta visade sig stämma i en tidigare studie av Kärverno et al. (2017) där diversiteten av skalbaggar som dödar träd ökade med bränning, vilket spekuleras bero på just en ökad mängd sårbara träd. I kontrast till detta resulterade den senare studien av Hekkala et al. (2021) dock i det motsatta, där bränningen ledde till en lägre mängd barkborrar, vilket författarna trodde kunde bero på att antalet sårbara och/eller döda granar (*Picea abies*) faktiskt minskade i och med bränningen. Toivanen et al. (2009) skriver att dödligheten på träd inom den brända ytan i deras studie resulterat i en hög träddödlighet och ett stort antal

barkborrar – men att detta inte verkar ha påverkat mortaliteten av närliggande bestånd. De skriver dock att naturvårdsbränning kan vara en bättre metod för att skapa en stor mängd död ved, eftersom den brända döda granveden blir ett sämre substrat för granbarkborre (*Ips typographus*) beroende på brandens intensitet, vilket också beskrivs i studien av Wikars (2002). Dock medger Toivanen et al. (2009) att en försvagning av de levande träden till följd av bränning kan leda till större utbrott längre fram i tiden.

Den enbart kortsiktiga effekten av bränningen indikerar sammanfattningsvis att bränning kan behöva utföras kontinuerligt med kortare intervaller för att bibehålla effekten, vilket också skulle kunna motverka utbrott av eventuella granbarkborreangrepp längre tid efter bränningen. De arter som tidigare nämnts missgynnas av den mer homogena tillgången av substrat skulle därför konsekvent missgynnas om bränningen utförs på samma bestånd. Som föreslagits av Hekkala et al. (2014), skulle en alternativ metod kunna vara att utföra bränning med korta intervall och en dynamiskt skiftande tilldelning över landskapet, där brända bestånd också får lämnas under längre tid för att ge möjlighet för det eventuella gynnandet av övriga vedberoende arter på lång sikt. Pyrofila, kambivorer och predatorer skulle kunna kolonisera de närliggande brandfälten, och arter beroende av variation av den döda veden. Det skulle behöva göras ytterligare försök av kontinuerliga bränningar med kortare intervall för att undersöka denna potentiellt långsiktiga effekt.

Vidare studier skulle därtill med fördel utföras med fler insamlingar per säsong under ett insamlingsår, både för att en analys underlättas av större mängd stickprov, och för att man då med större sannolikhet även fångar arter vars populationsmängd och aktivitetsnivå är som högst under andra perioder än den mellan juni-september som undersökts i detta experiment. Vad gäller infångstmetod användes fönsterfällor upphängda mellan träden, vilket innebär att enbart flygande individer kunde fångas och innefattas i datat ämnat att reflektera gruppen rödlistade skalbaggar som helhet. Användning av fällor placerade på olika substrat, som runt död ved eller i marken, skulle kunna täcka en större andel arter med olika ekologier, eftersom skilda ekologier innebär olika föredragna substrat (Martikainen & Kouki 2003). Används enbart en metod kan datat vara missvisande vad gäller dess representation av hela gruppens verkliga population och variation av ekologier och egenskaper.

4.2.2 Luckhuggning

Artrikedom och abundans förväntades öka och bibehållas i luckhuggna bestånd på lång sikt jämfört med bestånd som inte behandlats, men ingen effekt visades på varken kort eller lång sikt.

De rödlistade arter som samlades in från alla bestånd visade sig vara övervägande beroende av död ved. 35 av totalt 42 insamlade arter, alltså ca 83%, lever exklusivt på död ved. 7% lever på död ved men inte exklusivt, och ca 9% av dem lever inte på död ved. De infångade arter som dokumenterats som brandgynnade, solgynnade och gynnade av kontinuitetsskog lever alla exklusivt på död ved. Då bränning har visat sig skapa en stor mängd död ved (Tikkanen et al. 2006; Hyvärinen et al. 2009) är det inte konstigt att många arter tillkom efter bränningen. Då man i luckhuggningen skapade och efterlämnade en större mängd död ved än i brända bestånd (Hägglund et al. 2020) skulle man kunna tänka sig att det skulle skapa en liknande effekt, men detta hände inte.

Tittar man på de luckhuggna beståndens förändringar av artsammansättning fångades åtta av tolv arter uteslutande år 2010, mer än hälften, vilket skulle kunna innebära att deras population minskade så pass att de inte kunde fångas, eller försvann efter luckhuggningen, och aldrig återkom. Av dessa var sex naturskogsgynnade. De två andra arterna var en kopplad till vedlevande svamp och en med övrig ekologi. Detta kan betyda att dessa naturskogsgynnade arter inte gynnas av luckhuggning, eller att den i detta fall var för intensiv för att dessa skulle kunna vara kvar. Alternativt skulle det kunna bero på att den döda ved som skapats under 2012 är färsk, och möjligheten att fler naturskogsgynnade arter skulle gynnas av restaureringsåtgärden först på lång sikt, då den döda veden har nått en viss nedbrytningsgrad. Förändringen indikerar en större skiftning i artsammansättningen på kort sikt; av de 14 initiala arterna hade sex en ekologi kopplad till naturskogsliknande miljöer, varav bara två av de åtta arter som fångats följande år har en liknande ekologi. Att komma ihåg är att datat bestod mestadels av enstaka insamlade individer av enskilda arter, vilket betyder att frånvaron av vissa arter under ett insamlingstillfälle också kan bero på att de helt enkelt inte lyckades fångas, men att detta inte reflekterar någon förändring i populationen.

De infångade arter som i Artdatabanken rapporterats som specifikt gynnade av färsk död ved är *Gonotropis dorsalis*, *Trypophloeus binodulus* och *Silvanus bidentatus*. Dessa finns i luckhuggna och brända bestånd 2012 respektive orörda bestånd 2019. Inga av dem finns i bestånden innan behandlingar. Tillkomsten av de två förstnämnda arterna indikerar och styrker alltså att de gynnas av just den färsk veden. Tillkomsten av den sistnämnda till orörda bestånd skulle kunna minska styrkan av detta påstående, men kan också indikera en naturlig dynamik i de orörda bestånden var död ved skapas kontinuerligt.

Många skalbaggsarter är beroende av död ved, och i olika tillstånd och nedbrytningsstadier (Esseen et al. 1997; Siitonen 2001). Luckhuggningen resulterade troligen inte i en minskning av den nedbrutna veden som fanns innan behandling, och behandlingen i sig skapade en större mängd färsk död ved. Den

döda ved som redan funnits där borde ha blivit ännu mer nedbruten under de åtta åren efter behandling, men den färsk döda veden kanske inte hade nått en sådan nedbrytningsgrad att de vedberoende arter som inte gynnas av färsk ved, som bildas efter en brand, heller skulle gynnas i den luckhuggna miljön – än så länge. Frågan kvarstår alltså om luckhuggningen kommer gynna dessa arter om än längre tid, när den skapade veden fått nå ytterligare nedbrytningsstadier. Om så är fallet skulle det innebära att luckhuggning, till skillnad från bränning, behöver ske med långa mellanrum; aktiva åtgärder i kombination med passiv avsättning. Detta återstår att se i vidare insamlingar och studier på detta experiment.

Efter luckhuggning med varierande avverkningsintensitet och luckstorlekar har det visats i en studie av Jokela et al. (2019) att artrikedom av skalbaggar ökar med avverkningsintensitet, med högsta artrikedom i kalavverkade bestånd, vilket också innefattade en del hotade arter. Icke-vedberoende arter ökade då på grund av luckstorleken, medan de vedberoende arterna ökade med mängden död ved som skapats, även med små mängder. Samma studie visade med signifikanta resultat att det i artsammansättningen fanns arter som kopplades till olika behandlingar, alltså olika avverkningsintensiteter, luckstorlek och efterlämnad mängd död ved. Sammanfattningsvis gynnades olika arter av olika behandlingar, och av detta kan det inte hävdas att avverkningsintensiteter så pass höga som kalavverkning gynnar alla skalbaggsarter. Detta resultat skulle alltså styrka att en effekt av lägre avverkningsintensiteter, såsom i form av luckhuggning, ändå skulle kunna leda till en effekt. Kort efter luckhuggning hade artrikedom av gruppen rödlistade skalbaggar i vår studie dock inte ökat jämfört med orörda bestånd, medan artrikedom av hela artgruppen skalbaggar hade ökat med en signifikant nivå jämfört med orörda bestånd (bilaga 1).

Om resultatet från studien av Jokela et al. (2019) stämde för alla rödlistade skalbaggsarter i Fennoskandia skulle lösningen av problemet innebära ett ömsesidigt fördelaktigt åtgärdssystem för både människor och skalbaggar, som vi redan etablerat över majoriteten av Sveriges skogsmark. Varför är det dock så att rödlistade skalbaggsarter idag, trots storskaligt brukande av svenska skogar, är en av de artgrupper vars tillstånd på senare tid försämrats som mest, och en av de största påverkande faktorerna visat sig vara intensivt skogsbruk och avverkning (Eide et al. 2020)? Som Koivula & Vanha-Majamaa (2020) beskrivit har studier på restaureringsåtgärder mestadels fokuserat på hela artgrupper och inte på de hotade populationerna av artgrupperna. Jokela et al. (2019) drar slutsatsen att luckhuggning och lägre intensiteter av avverkning är en bättre metod för att bibehålla artsammansättningar på platser där dessa behöver bevaras jämfört med kalavverkning. Här hade även hotade arter hittats i kalavverkade bestånd. Kanske kan det vara så att luckhuggning inte gynnar gruppen av rödlistade skalbaggar på samma sätt som bränning eftersom de rödlistade primärarter som gynnas av hög

intensitet, stora luckor, öppna miljöer och hög mängd färsk död ved, skulle gynnas mer av kalavverkning än luckhuggning.

Ökningen i artrikedom följt av avverkning beskrivs bero på en högre intensitet av solljus tillsammans med tillskott av död ved och förna som bland annat blir föda åt kambivorer och detrivorer, eller åt vedsvampar som andra skalbaggar lever av (Jokela et al. 2019). Luckor påverkar också mikroklimatet genom att höja temperaturen även när luckorna är små, vilket också har ökat artrikedomen av skalbaggar i studien av Joelsson et al. (2018). Här beskrevs de vedlevande skalbaggsarter med ekologi kopplad till "old-growth", gammal skog, och de med ekologi kopplad till "forest interior", sluten skog, som skilda. Detta medför att en naturskogsliknande miljö inte innebär en sluten skog, något som stämmer överens med de observationer som kunnat göras vad gäller den svenska skogens struktur innan effektiviseringen av skogsbruket (Östlund et al. 1997; Kuuluvainen & Aakala 2011). Genom skapande av 4 meter breda öppna korridorer och avsatta längor i en annars olikåldrig granskog ökade artrikedom av skalbaggar efter en längre tid (3-12 år) jämfört med en skogsmiljö utan denna varierande struktur (Joelsson et al. 2018). Den högsta artrikedomen sågs i de varmare öppna korridorerna, var tre rödlistade skalbaggsarter med ekologier starkt kopplade till gammal skog hittades, vilket talar för att små artificiellt skapade öppningar i en annars sluten skog kan öka allmän artrikedom och gynna vissa rödlistade arter. En av dessa infångades även i detta försök år 2012; *Agathidium discoideum*. Denna art är kopplad till vedlevande svampar, men hittades till skillnad från studien av Joelsson et al. (2018) inte efter en längre tid i de avverkade öppningarna, utan i brända bestånd endast kort efter behandling. Alltså var det inte så att bränningen gynnade en annan vedlevande art än pyrofila på lång sikt som tidigare visats, utan skulle ha gynnade den uteslutande på kort sikt vilket talar emot denna studies initiala hypotes. Jämförelsen med studien av Joelsson et al. 2018 visar oavsett att deras resultat i form av en ökad artrikedom inte replikerades i de artificiellt skapade luckorna i detta försök.

I den tidigare studien av Hägglund et al. (2020) om de kortsiktiga effekterna av försöket som också undersökts i denna studie, visades att luckhuggningen resulterade i en ökad abundans av grupperna icke-rödlistade kambivorer och pyrofila skalbaggar, samt att predatorer och pyrofila ökade i artrikedom; bland dessa fanns inga rödlistade arter. Detta stämde också i denna studie, både på kort och lång sikt. Denna skillnad i respons av artrikedom och abundans mellan brända och luckhuggna bestånd antyder att det inte enbart är den döda veden som skapas som är av vikt, utan också andra aspekter som sättet den döda veden skapats.

4.2.3 Biodiversitet

Biodiversitet i form av Shannons diversitetsindex förväntades öka i brända bestånd i samband med ökning av artrikedom och abundans, och förväntades bibehållas i luckhuggna bestånd, vilket inte hände.

Artrikedom och abundans visade sig vara högre i brända bestånd med en signifikant skillnad mot obehandlade bestånd år 2012, dock var biodiversiteten inte högre. Undersökningen av artsammansättningen visade att den förväntat högre artrikedom och abundansen berodde på en ökning av *Sphaeristes stockmanni*, som var frånvarande år 2010, och tillkom med 57 individer år 2012. Arten utgjorde ca 54% av abundansen år 2012. I formeln av Shannon's diversitets-index skulle en högre abundans av fåtalet arter inte påverka det resulterande värdet av indexet till lika stor grad som ett jämnare värde av flera arter. En stor mängd av en enskild art leder alltså inte till en högre biodiversitet. Även om en högre artrikedom kombinerat med en högre abundans utvecklats i de brända bestånden 2012, skulle detta inte reflekteras i form av en högre artrikedom – eftersom det var från enstaka arter den högre abundansen kom. Detta innebär alltså att en högre biodiversitet, när det kommer till grupper rödlistade arter, kanske inte uppnås av bränning. Dock innebär detta inte att biodiversitet inte kan förbättras av bränning. Analys av alla arter som samlats in, alltså rödlistade arter tillsammans med icke-rödlistade arter, visade nämligen att biodiversitet faktiskt var signifikant högre i brända bestånd jämfört med både luckhuggna och obehandlade bestånd (bilaga 1). Bränning kan därav vara en åtgärd som ökar den översiktliga biodiversiteten för gruppen samtliga svenska skalbaggsarter, men för gruppen rödlistade svenska skalbaggsarter kan det vara en åtgärd med ändamål att stödja populationer av skalbaggsarter från specifika grupper.

5. Slutsatser

Att biodiversiteten inte ökat, men artrikedom och abundans ökat, tillsammans med den varierande effekten som tidigare visat sig komma från intensiv avverkning samt den kortsiktiga effekten av bränning i artrikedom och artsammansättning, kan peka på vikten av den riktade naturen av restaureringsåtgärder. För att gynna ett fåtal särskilda och hotade arter kan specifika restaureringsåtgärder användas för att totalt öka biodiversiteten av hela artgruppen skalbaggar, som i det stora hela innefattar dessa få hotade arter. I detta fall är alltså en åtgärd som gynnar endast fåtalet arter inte en negativ företeelse, då det fungerar som ett riktat stöd för de som hotas, och kan i sin tur agera som en balanserande åtgärd vad gäller samtliga skalbaggsarters abundans, och i slutändan den översiktliga biodiversiteten av hela artgruppen. För att bränning ska kunna leda till en bibehållen ökning av artrikedom skulle åtgärder potentiellt behöva göras kontinuerligt med ett kortare intervall än sju år – av detta behöver det göras framtida försök för att se om en potentiellt långsiktig effekt kan uppnås. En effekt av luckhugning kan möjligtvis öka med tiden om det är en betydande andel rödlistade arter från den ekologiska gruppen associerad till den döda vedens tredje eller fjärde nedbrytningsfas. Det behöver göras vidare insamlingar på försöket i fråga för att se om denna långsiktiga effekt kan stämma. Eftersom resultaten visar att den aktiva restaureringsåtgärden bränning skulle kunna behöva göras med snävare intervall i det långa loppet innebär detta att ett större engagemang och aktivitet kommer behövas än om de kortsiktiga effekterna hade kvarstått. Dock behöver detta inte medföra några ekonomiskt negativa konsekvenser, eftersom åtgärderna i detta försök utfördes i redan avsatta bestånd, där luckhugningen innebar en avverkning och bränningen föregicks av en avverkning, vilka båda gav en vinst som täckte kostnaderna av respektive restaureringsåtgärd. Därtill talar mycket för att problem med barkborreangrepp inte blir större till följd av bränning, speciellt om bränningarna skulle utföras kontinuerligt. Detta kan vara av intresse att undersöka i de fortsatta studierna av kontinuerliga bränningar.

Referenser

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. (1968). Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici*, 5 (3), 169–211
- Artfakta från SLU Artdatabanken (2023). Artfakta från SLU Artdatabanken. <https://artfakta.se/> [2023-04-12]
- 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)
- Beaufort, J. (u.å). Skogsbrand. [fotografi]. <https://www.publicdomainpictures.net/se/view-image.php?image=211824&picture=skogsbrand> ([Creative Commons — CC0 1.0 Universal](#)) [2023-04-27]
- Dinno, A. (2015). Nonparametric Pairwise Multiple Comparisons in Independent Groups using Dunn’s Test. *The Stata Journal*, 15 (1), 292–300. <https://doi.org/10.1177/1536867X1501500117>
- Dinno, A. (2017). *dunn.test: Dunn’s Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums (1.3.5)*. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test> [2023-04-12]
- Eide, W., Arhné, K., Bjelke, U., Nordström, A., Ottosson, E., Sandström, J. & Sundberg, S. (2020). Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020 - SLU Artdatabanken. <https://www.artdatabanken.se/publikationer/tillstand-och-trender/>
- Eriksson, A.-M., Olsson, J., Jonsson, B.G., Toivanen, S. & Edman, M. (2013). Effects of restoration fire on dead wood heterogeneity and availability in three *Pinus sylvestris* forests in Sweden. *Silva Fennica*, 47 (2). <https://www.silvafennica.fi/article/954> [2023-03-01]
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological Bulletins*, (46), 16–47
- Fedor, P.J. & Spellerberg, I.F. (2013). Shannon–Wiener Index☆. I: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.00602-3>
- Felton, A., Löfroth, T., Angelstam, P., Gustafsson, L., Hjältén, J., Felton, A.M., Simonsson, P., Dahlberg, A., Lindbladh, M., Svensson, J., Nilsson, U., Lodin, I., Hedwall, P.O., Sténs, A., Lämås, T., Brunet, J., Kalén, C., Kriström, B., Gemmel, P. & Ranius, T. (2020). Keeping pace with forestry: Multi-scale conservation in a changing production forest matrix. *Ambio*, 49 (5), 1050–1064. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01248-0>

- 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>
- Gauthier, O., Sarrazin, J. & Desbruyères, D. (2010). Measure and mis-measure of species diversity in deep-sea chemosynthetic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 285–302. <https://doi.org/10.3354/meps08395>
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Löhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A. & Franklin, J.F. (2012). Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *BioScience*, 62 (7), 633–645. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.6>
- Heikkala, O., Seibold, S., Koivula, M., Martikainen, P., Müller, J., Thorn, S. & Kouki, J. (2016). Retention forestry and prescribed burning result in functionally different saproxylic beetle assemblages than clear-cutting. *Forest Ecology and Management*, 359, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.043>
- Hekkala, A.-M., Kärvelo, S., Versluijs, M., Weslien, J., Björkman, C., Löfroth, T. & Hjältén, J. (2021). 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. (2014). Restoration of Young Forests in Eastern Finland: Benefits for Saproxylic Beetles (Coleoptera). *Restoration Ecology*, 22 (2), 151–159. <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 (7), 1623–1640. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1321-0>
- Hothorn, T., Zeileis, A., Farebrother (pan.f), R.W., Cummins (pan.f), C., Millo, G. & Mitchell, D. (2022). lmtest: Testing Linear Regression Models (0.9-40).
<https://CRAN.R-project.org/package=lmtest> [2023-04-12]
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. (2006). Fire and Green-Tree Retention in Conservation of Red-Listed and Rare Deadwood-Dependent Beetles in Finnish Boreal Forests. *Conservation Biology*, 20 (6), 1710–1719.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00511.x>
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. (2009). Prescribed fires and retention trees help to conserve beetle diversity in managed boreal forests despite their transient negative effects on some beetle groups. *Insect Conservation and Diversity*, 2 (2), 93–105. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00048.x>
- Hägglund, R., Dynesius, M., Löfroth, T., Olsson, J., Roberge, J.-M. & Hjältén, J. (2020). Restoration measures emulating natural disturbances alter beetle assemblages in boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 462, 117934.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117934>

- Hägglund, R. & Hjältén, J. (2018). Substrate specific restoration promotes saproxylic beetle diversity in boreal forest set-asides. *Forest Ecology and Management*, 425, 45–58. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.019>
- Joelsson, K., Hjältén, J. & Work, T. (2018). Uneven-aged silviculture can enhance within stand heterogeneity and beetle diversity. *Journal of Environmental Management*, 205, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.054>
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. (2013). Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: A review of their importance for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 303, 98–112. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.012>
- Jokela, J., Siitonen, J. & Koivula, M. (2019). Short-term effects of selection, gap, patch and clear cutting on the beetle fauna in boreal spruce-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 446, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.027>
- Koivula, M. & Vanha-Majamaa, I. (2020). Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes*, 9 (1), 11. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0209-1>
- Koivula, M.J., Venn, S., Hakola, P. & Niemelä, J. (2019). Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post harvest. *Forest Ecology and Management*, 436, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.047>
- Kuuluvainen, T. (2009). Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38 (6), 309–315. <https://doi.org/10.1579/08-A-490.1>
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T. (2011). Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica*, 45 (5). <https://www.silvafennica.fi/article/73> [2023-03-01]
- Kärvemo, S., Björkman, C., Johansson, T., Weslien, J. & Hjältén, J. (2017). Forest restoration as a double-edged sword: the conflict between biodiversity conservation and pest control. *Journal of Applied Ecology*, 54 (6), 1658–1668. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12905>
- Larsson, J., Godfrey, A.J.R., Gustafsson, P., algorithms), D.H.E. (geometric, code), E.H. (root solver & Privé, F. (2022). eulerr: Area-Proportional Euler and Venn Diagrams with Ellipses (7.0.0). <https://CRAN.R-project.org/package=eulerr> [2023-04-12]
- Lenth, R.V., Bolker, B., Buerkner, P., Giné-Vázquez, I., Herve, M., Jung, M., Love, J., Miguez, F., Riebl, H. & Singmann, H. (2023). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means (1.8.5). <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans> [2023-04-12]
- Martikainen, P. & Kouki, J. (2003). Sampling the rarest: threatened beetles in boreal forest biodiversity inventories. *Biodiversity & Conservation*, 12 (9), 1815–1831. <https://doi.org/10.1023/A:1024132829581>

- McLaughlin, M.J. & Sainani, K.L. (2014). Bonferroni, Holm, and Hochberg Corrections: Fun Names, Serious Changes to P Values. *PM&R*, 6 (6), 544–546.
<https://doi.org/10.1016/j.pmrj.2014.04.006>
- Nitare, J. (2019). *Skyddsvärd skog: naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Rodríguez, A. & Kouki, J. (2017). Disturbance-mediated heterogeneity drives pollinator diversity in boreal managed forest ecosystems. *Ecological Applications*, 27 (2), 589–602. <https://doi.org/10.1002/eap.1468>
- Royle, J.A., Chandler, R.B., Sollmann, R. & Gardner, B. (2014). Chapter 3 - GLMs and Bayesian Analysis. I: Royle, J.A., Chandler, R.B., Sollmann, R., & Gardner, B. (red.) *Spatial Capture-recapture*. Boston: Academic Press. 47–85.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405939-9.00003-7>
- Siegel, A.F. & Wagner, M.R. (2022). Chapter 7 - Random Variables: Working with Uncertain Numbers. I: Siegel, A.F. & Wagner, M.R. (red.) *Practical Business Statistics (Eighth Edition)*. Academic Press. 171–202.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820025-4.00007-5>
- Siitonen, J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, (49), 11–41
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. (2006). Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici*, 43 (4), 373–383
- Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. (2007). Burning of Logged Sites to Protect Beetles in Managed Boreal Forests. *Conservation Biology*, 21 (6), 1562–1572.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00808.x>
- Toivanen, T., Liikanen, V. & Kotiaho, J.S. (2009). Effects of forest restoration treatments on the abundance of bark beetles in Norway spruce forests of southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 257 (1), 117–125.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.025>
- Tuomisto, H. (2013). Defining, Measuring, and Partitioning Species Diversity. I: Levin, S.A. (red.) *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Waltham: Academic Press. 434–446. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00378-6>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L.D., François, R., Grolemond, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T.L., Miller, E., Bache, S.M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D.P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K. & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4 (43), 1686.
<https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T.L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., Posit & PBC (2023b). *ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics (3.4.2)*. <https://CRAN.R-project.org/package=ggplot2> [2023-04-12]
- Wikars, L.-O. (2001). The Wood-Decaying Fungus *Daldinia loculata* (Xylariaceae) as an Indicator of Fire-Dependent Insects. *Ecological Bulletins*, (49), 263–268

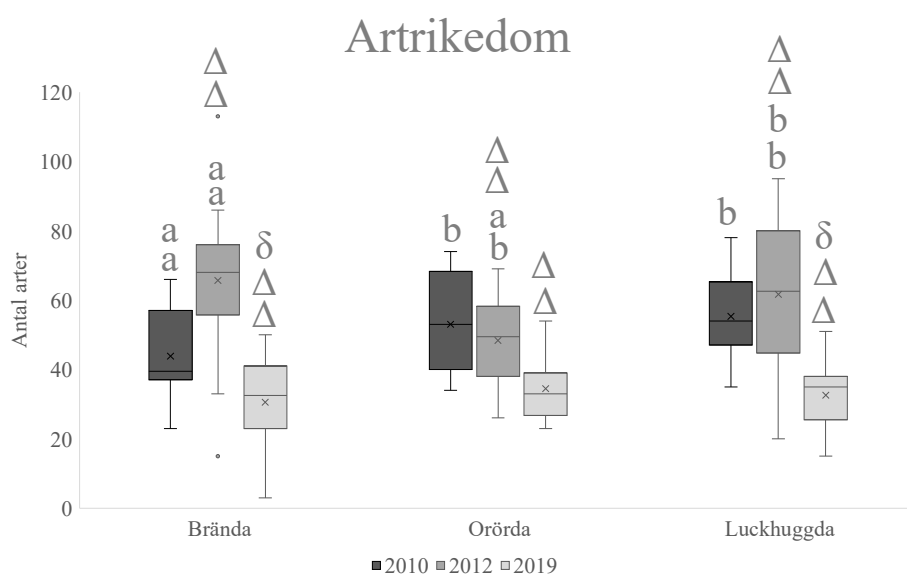
- Wikars, L.-O. (2002). Dependence on Fire in Wood-living Insects: An Experiment with Burned and Unburned Spruce and Birch Logs. *Journal of Insect Conservation*, 6 (1), 1–12. <https://doi.org/10.1023/A:1015734630309>
- Wikars, L.-O. (2006). Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog. Stockholm: Naturvårdsverket.
<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9827> [2023-04-25]
- Xia, Y. (2020). Chapter Eleven - Correlation and association analyses in microbiome study integrating multiomics in health and disease. I: Sun, J. (red.) *Progress in Molecular Biology and Translational Science*. Academic Press. 309–491.
<https://doi.org/10.1016/bs.pmbts.2020.04.003>
- 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-revue Canadienne De Recherche Forestiere - CAN J FOREST RES*, 27, 1198–1206. <https://doi.org/10.1139/cjfr-27-8-1198>

Tack

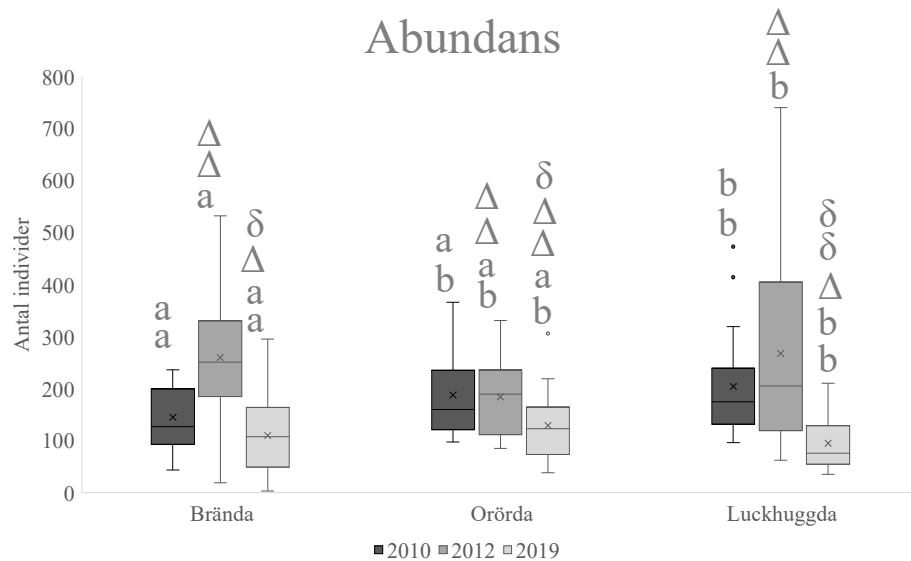
Vi vill tacka vår handledare Therese Löfroth som delat med sig av ett enormt roligt försök och gett oss tillåtelse att få undersöka dess resulterande data. Tack för ett genomgående stöd och för din entusiasm, och för att vi fick lov att kika in i din värld av skalbaggar.

Bilaga 1

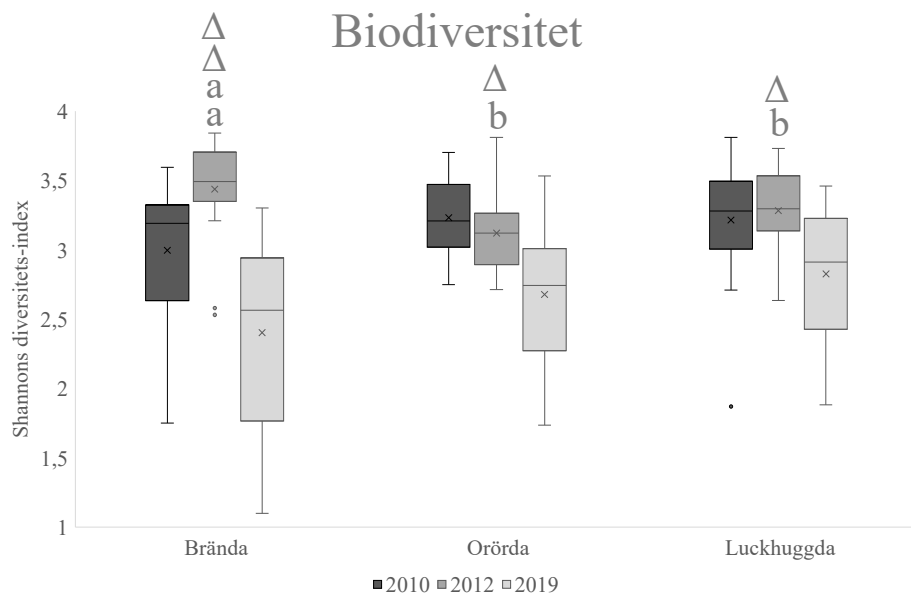
Statistiska analysers resultat av alla infångade arters artrikedom (figur 5), abundans (figur 6) samt biodiversitet (figur 7), icke-rödlistade arter inkluderat.



Figur 5. Statistiska resultat av hela artgruppen skalbaggars artrikedom. Låddiagram av alla insamlade skalbaggsarters, rödlistade som icke-rödlistade, artrikedom inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019. Signifikanta skillnader mellan två behandlingar inom samma år är markerade med bokstäver som skiljer sig; "a" eller "b". Signifikanta skillnader mellan differenser 2010–2012 mellan bestånd är markerade med "Δ", och differensen 2010–2019 mellan bestånd är markerade med "δ".



Figur 6. Statistiska resultat av hela artgruppen skalbaggars abundans. Låddiagram av alla insamlade skalbaggsarters, rödlistade som icke-rödlistade, abundans inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019. Signifikanta skillnader mellan två behandlingar inom samma år är markerade med bokstäver som skiljer sig; "a" eller "b". Signifikanta skillnader mellan differenser 2010–2012 mellan bestånd är markerade med "Δ", och differensen 2010–2019 mellan bestånd är markerade med "δ".



Figur 7. Statistiska resultat av hela artgruppen skalbaggars biodiversitet. Låddiagram av alla insamlade skalbaggsarters, rödlistade som icke-rödlistade, biodiversitet inom behandlingsbestånd år 2010, 2012 och 2019. Signifikanta skillnader mellan två behandlingar inom samma år är markerade med bokstäver som skiljer sig; "a" eller "b". Signifikanta skillnader mellan differenser 2010–2012 mellan bestånd är markerade med "Δ", och differensen 2010–2019 mellan bestånd är markerade med "δ".

Bilaga 2

Resultat av statistisk analys: här presenteras p-värden och signifikansnivåer mellan behandlingsbestånd inom år (tabell 5, 6 och 7), samt differenser mellan år jämfört mellan behandlingsbestånd (tabell 8, 9 och 10).

Artrikedom – signifikansnivå 0,05		
År	Behandlingar	P-värde
2010	-	-
2012	Brända - Orörda	0,0175
2019	-	-

Tabell 5. P-värden från statistisk analys av hela artgruppens artrikedom.

Abundans – signifikansnivå 0,05		
År	Behandlingar	P-värde
2010	Brända - Orörda	0,0274
2012	Brända - Orörda	<0,0001
	Brända - Luckhuggna	<0,0001
2019	-	-

Tabell 6. P-värden från statistisk analys av hela artgruppens abundans.

Biodiversitet – signifikansnivå 0,025		
År	Behandlingar	P-värde
2010	Brända - Orörda	0,0076
2012	-	-
2019	-	-

Tabell 7. P-värden från statistisk analys av hela artgruppens biodiversitet.

Differenser i Artrikedom - signifikansnivå 0,025		
År	Behandlingar	P-värde
2010–2012	Brända - Orörda	-
2012–2019	-	-
2010–2019	-	-

Tabell 8. P-värden av hela artgruppens differenser mellan år i artrikedom.

Differenser i Abundans - signifikansnivå 0,025		
År	Behandlingar	P-värde
2010–2012	Brända - Orörda	-
2012–2019	-	-
2010–2019	Brända - Orörda	-

Tabell 9. P-värden av hela artgruppens differenser mellan år i abundans.

Differenser i Biodiversitet - signifikansnivå 0,025		
År	Behandlingar	P-värde
2010–2012	-	-
2012–2019	-	-
2010–2019	-	-

Tabell 10. P-värden av hela artgruppens differenser mellan år i biodiversitet

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](#):

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.