



Analys av föda för vitryggig hackspett och rödlistade vedlevande skalbaggar

Utvärdering av tre olika behandlingar

Emma Mattsson och Lena Ostermann

Kandidatarbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Skogsvetenskap
Jägmästarprogrammet
Kandidatarbete | Skogsvetenskap • 2023:16
Umeå 2023



Analys av föda för vitryggig hackspett och rödlistade vedlevande skalbaggar

Utvärdering av tre olika behandlingar

Emma Mattsson och Lena Ostermann

Handledare: Albin Larsson Ekström, Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Vilt, Fisk och Miljö
Examinator: Therese Löfroth, Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Vilt, Fisk och Miljö

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt kandidatarbete i skogsvetenskap
Kurskod: EX0911
Program/utbildning: Jägmästarprogrammet
Kursansvarig inst.: Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Utgivningsort: Umeå
Utgivningsår: 2023
Omslagsbild: Vitryggig hackspett, Joel Hallingfors, 2023
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel: Kandidatarbeten i skogsvetenskap
Delnummer i serien: 2023:16

Nyckelord: Vitryggig hackspett, vedlevande skalbaggar, paraplyart, rödlista, biologisk mångfald, död ved, restaurering

Sveriges lantbruksuniversitet
Skogsvetenskap
Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Sammanfattning

Den vitryggiga hackspetten har sedan 1950-talet blivit en sällsynt art i det svenska landskapet. Nedgången beror främst på det moderna skogsbruket där barrskog till stor del har ersatt blandbestånd och gammal lövskog. Hackspetten är beroende av gammal lövskog som innehåller solexponerade döda och döende träd, vilket också är en livsmiljö som gynnar många andra arter. Den vitryggiga hackspetten fungerar som en paraplyart vilket innebär att många samexisterande arter skulle gynnas av återställandet av dess livsmiljö. Idag pågår ett nationellt restaureringsprojekt för hackspetten som syftar till att bevara den biologiska mångfalden i Sverige.

Denna studie har undersökt den vitryggiga hackspettens föda och rödlistade vedlevande skalbaggar i skogar under tre olika typer av behandling: kommersiellt skötta blandskogar (C), restaurerade områden (R) och målhabitat för vitryggig hackspett (W). Resultat visar att för hackspettens föda finns det signifikant fler individer och högre artrikedom i W jämfört med R och C. För rödlistade arter är det signifikant fler individer i W än i R. De statistiska analyserna har inte funnit någon signifikant skillnad mellan R och C. Orsaker till att det inte finns någon signifikant skillnad mellan R och C studeras genom analys av andelen död ved och beståndstyp i behandlingarna. Resultat från analyserna visar att det inte finns någon signifikant skillnad mellan R och C avseende beståndstyp.

Från en 10 år tidigare studie, utförd på samma områden för R, har en högre abundans och artrikedom för rödlistade arter påvisats jämfört med vår studies resultat. Orsak till detta kan vara att restaureringens effekt har reducerats, då restaureringen utfördes för cirka 20 år sedan. För att bibehålla effekten av restaurering för vitryggig hackspett kan underhåll krävas för att upprätthålla tillförseln av död ved och främja lövträd. För att den vitryggiga hackspetten och andra arter med liknande preferenser inte ska dö ut behöver återskapande av habitat utföras på landskapsnivå.

Nyckelord: vitryggig hackspett, vedlevande skalbaggar, paraplyart, rödlista, biologisk mångfald, död ved, restaurering

Abstract

The white-backed woodpecker has since the 1950s become a rare species in the Swedish landscape. This decline is mainly due to modern forestry where coniferous forests have largely replaced mixed stands and old deciduous forests. The woodpecker is dependent on old deciduous forests containing sun-exposed dead and dying trees, which also is a habitat that benefits other species. The white-backed woodpecker acts as an umbrella species which means many coexisting species would benefit from restoration of its habitat. Today there is an ongoing national restoration project for the woodpecker that aims to preserve biological diversity in Sweden.

This study takes a closer look at the white-backed woodpecker's food and red-listed saproxylic beetles in forests undergoing three different types of treatment: commercially managed mixed forests (C), restored areas (R) and target habitats for white-backed woodpeckers (W). Results show that for the woodpecker's food, there are significantly more individuals and higher species richness in W compared to R and C. For red-listed species, there are significantly more individuals in W than in R. The statistical analysis has not found a significant difference between R and C. The reason why there is no significant difference between R and W is discussed by analyzing the proportion of dead wood and stand type in the treatments. Results from these analyzes show that there is no significant difference between R and C, regarding stand type.

From a 10-year old study, performed in the same areas for R, a higher abundance and species richness of red-listed species was found compared to our study's results. The reason for this may be that the effect of the restoration has been reduced, as the restoration was carried out approximately 20 years ago. To maintain the effect of restoration for the white-backed woodpecker, further support may be required to maintain the supply of dead wood and to promote deciduous trees. In order for the white-backed woodpecker and other species with similar preferences not to become extinct, habitat restoration needs to be carried out at the landscape level.

Keywords: white-backed woodpecker, saproxylic beetles, umbrella species, endangered species, biological diversity, dead wood, forest restoration

Innehållsförteckning

Figurförteckning	7
Förkortningar	9
Inledning	10
1.1 Bakgrund till den vitryggiga hackspettens nedgång	10
1.2 Den vitryggiga hackspettens ekologi	11
1.3 Vitryggig hackspett som paraplyart.....	12
1.4 Kunskapsläge och kunskapsluckor.....	13
1.5 Arbetet med biodiversitet och vitryggig hackspett	14
1.6 Syfte och frågeställning.....	15
1.7 Avgränsningar	16
Metod	17
2.1 Försöksområden	17
2.2 Datainsamling	18
2.3 Databearbetning och statistiska analyser	18
Resultat	20
3.1 Den vitryggiga hackspettens föda.....	20
3.2 Rödlistade arter.....	22
3.3 Död ved och beståndstyper	23
Diskussion	26
4.1 Utvärdering av resultat.....	26
4.1.1 Den vitryggiga hackspettens föda	26
4.1.2 Rödlistade arter	27
4.2 Andra studier.....	27
4.3 Utvecklingsområden	28
4.4 Slutsats	30
Referenser	31
Tack 34	34

Bilaga 1	35
Bilaga 2	37
Bilaga 3	38
Bilaga 4	39
Bilaga 5	41
Publicering och arkivering	43

Figurförteckning

Figur 1. Karta över Sverige som visar den vitryggiga hackspettens utbredningsområde (röd färg) och frekvens, vid början av 1900-talet till år 2000. (Naturvårdsverket 2017a:18).....	10
Figur 2. Diagram som visar en teoretisk effekt mellan tid (x-axel) och rum (y-axel) för restaureringar för vitryggig hackspett. I början skapas död ved som lockar till sig vedlevande skalbaggar som i sin tur följs av den vitryggiga hackspetten (Bell et al. 2015:12).....	13
Figur 3. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel för antal individer i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade vedlevande skalbaggar som räknas till den vitryggiga hackspettens föda.....	21
Figur 4. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel för artrikedom i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade vedlevande skalbaggar som räknas till den vitryggiga hackspettens föda.	21
Figur 5. Venndiagram som visar artsammansättningen i och mellan behandling C, R och W. C har ingen unik art, R har en unik art och W har 4 unika arter. Alla tre behandlingarna har tio arter gemensamt. C-R, R-W och W-C har alla två gemensamma arter vardera. Arterna avser infångade vedlevande skalbaggar som räknas till den vitryggiga hackspettens föda.	21
Figur 6. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel av antal individer i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade rödlistade vedlevande skalbaggar.....	22
Figur 7. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel av antal arter i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade rödlistade vedlevande skalbaggar.	22
Figur 8. Venndiagram som visualiserar artsammansättningen av rödlistade vedlevande skalbaggar i och mellan behandling C, R och W. C har två unika arter, R har fem unika arter och W har elva unika arter. Alla tre behandlingarna har fyra arter gemensamt. C och R har en gemensam art. R och W har ingen gemensam art. W och C har tre gemensamma arter.	23

Figur 9. Stapeldiagram som illustrerar genomsnittlig liggande volym död ved i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå) samt medelfel. Volymen redovisas i kubikmeter per hektar.	24
Figur 10. Stapeldiagram som illustrerar stammar per hektar för barrträd (vit) och lövträd (grå) i behandling C, R och W.	25
Figur 11. Stapeldiagram som illustrerar grundyta per hektar (m ² /ha) för barrträd (vit) och lövträd (grå) i behandling C, R och W.....	25

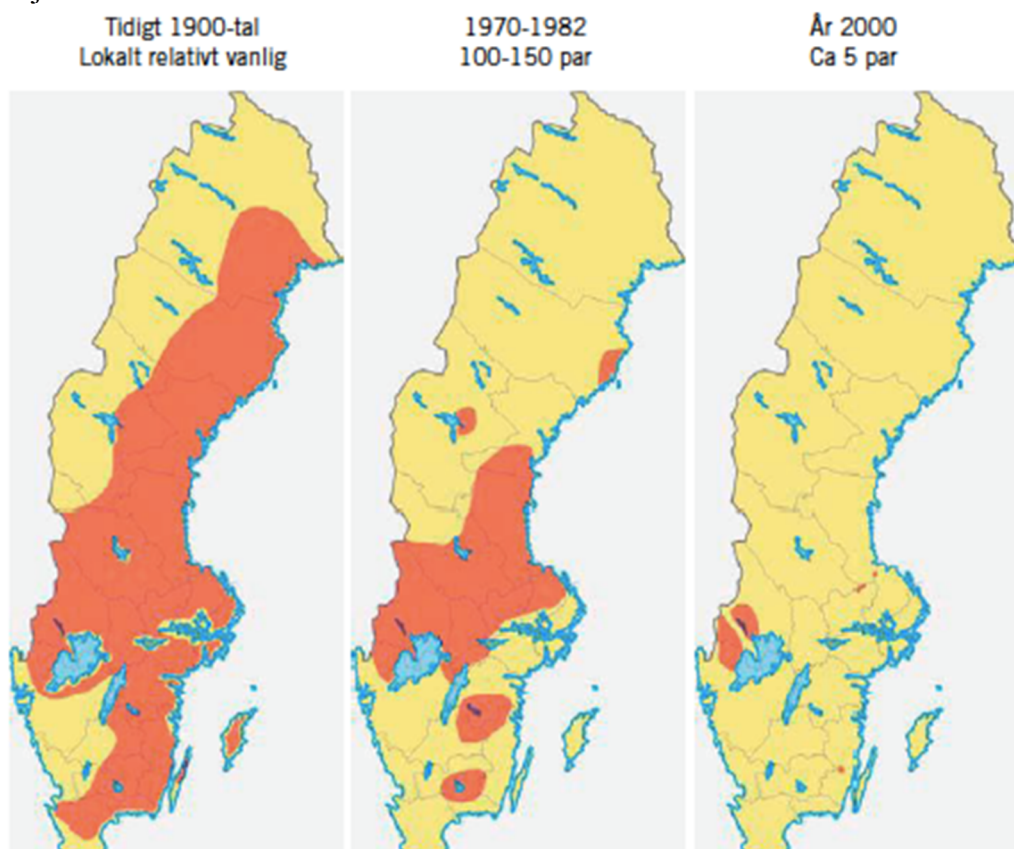
Förkortningar

SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
C	Kommersiellt skötta blandskogar
R	Restaurerade områden
W	Målhabitat för vitryggig hackspett

Inledning

1.1 Bakgrund till den vitryggiga hackspettens nedgång

Den vitryggiga hackspettens habitatförlust av äldre lövrik skog är den främsta anledningen till att den riskerar samma öde som mellanspetten. I figur 1 går det tydligt att se hur den vitryggiga hackspettens populationsstorlek har minskat från början av 1900-talet till 2000-talet.



Figur 1. Karta över Sverige som visar den vitryggiga hackspettens utbredningsområde (röd färg) och frekvens, vid början av 1900-talet till år 2000. (Naturvårdsverket 2017a:18).

Omkring år 1950 etablerades trakthyggesbruket i Sverige, då stora arealer skog avverkades och förnygrades med trädslagen tall (*Pinus sylvestris*) och gran (*Picea*

abies) (Skogforsk 2019). I begynnelsen av det moderna skogsbruket hade döda och döende träd inte något ekonomiskt värde och naturvårdsvärden togs inte hänsyn till på samma sätt som idag. Lövträd i olika successioner har tidigare varit vanligt förekommande, vilket skapats av naturliga störningar som exempelvis brand och tidvis översvämning (Naturvårdsverket 2017a). Dessa störningar har minskat i frekvens och storlek eftersom människan bekämpar brand och översvämning för att säkra skogen för eget intresse (Roberge et al. 2008).

Dikning har sedan 1900-talet varit en produktionshöjande metod för att avvattna försumpad mark för att kunna plantera skog istället (Hallsby 2008). Sedan 1850-talet har ungefär 1,5 miljoner hektar torvmark dikats, vilket har orsakat habitatförlust för flertalet arter. Dikningen har bidragit till att våtmarker har omvandlats till täta skogar med minskad lövträdsandel (Naturvårdsverket 2017b). Det hämmar många av de vedlevande skalbaggsarter som är den vitryggiga hackspettens huvudföda (Ehnström & Holmer 2007).

Sammanhängande lövdominerade skogar med gamla, grova träd med rikliga mängder död ved har därmed försvunnit under de senaste 100 åren på grund av mänsklig påverkan (Axelsson et al. 2002). Under åren 1948 till 1984 utfördes även omfattande kemisk besprutning av lövträd (Östlund et al. 2021). Lövträdsbekämpningen har orsakat en negativ utveckling för äldre lövrik skog i Sverige där areal har minskat från 1,7 miljoner hektar till 1,1 miljoner hektar mellan 1953 och 2000 (Skogforsk 2019). Äldre lövrik skog definieras som skog äldre än 60 år i södra Sverige respektive 80 år i Norra Sverige, med minst tre tiondelar lövträdsandel (SLU Riksskogstaxeringen 2022).

1.2 Den vitryggiga hackspettens ekologi

Den vitryggiga hackspetten (*Dendrocopos leucotos*) är en av Sveriges åtta hackspettsarter. Till utseendet liknar den Sveriges vanligaste hackspett, större hackspett (*Dendrocopos major*), men är till skillnad från den något större i storlek (SLU Artdatabanken u.å.a). Tidigare fanns det nio hackspettsarter i Sverige men på grund av habitatförlust är mellanspetten (*Dendrocopos medius*) nationellt utdöd (SLU Artdatabanken u.å.b). Enligt artdatabankens rödlista är den vitryggiga hackspetten klassad som akut hotad (SLU Artdatabanken 2020) och har varit det sedan 1970-talet (Naturvårdsverket 2017a).

Den vitryggiga hackspetten föredrar öppna skogar med mycket ljusinsläpp (Naturvårdsverket 2017). Anledningen till det är att två tredjedelar av de skalbaggsarter som är fågelns huvudföda gynnas av hel eller delvis solexponerade träddelar (Lindhe et al. 2005 se Naturvårdsverket 2017a). Solexponerade träd utgör en livsmiljö där en stor andel hotade arter återfinns (Skogforsk 2019).

Gran är en trädart med tätt grenverk vilket minskar andelen solexponerade träddelar. I granens täta grenar kan dessutom predatorer som sparvhök och ugglor

gömma sig, vilket utgör en fara för hackspetten (Naturvårdsverket 2017a). I ett optimalt område för den vitryggiga hackspetten bör, enligt Naturvårdsverket (2017a), minst 75 % av volymen bestå av lövträden asp (*Populus tremula*), björk (*Betula spp.*) och sälg (*Salix caprea*).

Ytterligare en aspekt till varför äldre lövrik skog är viktig för den vitryggiga hackspetten är att fågeln bygger bo i döda och döende lövträd. Till skillnad från andra fågelarter som kan återanvända bon, hackar den vitryggiga hackspetten upp ett nytt bohål varje år (Naturvårdsverket 2017a). Detta betyder att den har höga krav på förekomsten av stående döda och döende lövträd för både boende- och födosök.

Eftersom den vitryggiga hackspettens huvudföda är vedlevande skalbaggar måste den också följa skalbaggnas habitatpreferenser. En studie utförd i Sverige visar att 79 % av hackspettens föda utgörs av vedlevande skalbaggar och att hälften av de skalbaggnas är skalbaggselarver (Aulén 1988). Vedlevande skalbaggar är beroende av döende eller döda träd under någon del av sin livscykel (Speight 1989). Detta betyder att skalbaggnas migrerar i jakt på nytt substrat och att den vitryggiga hackspetten följer efter födan.

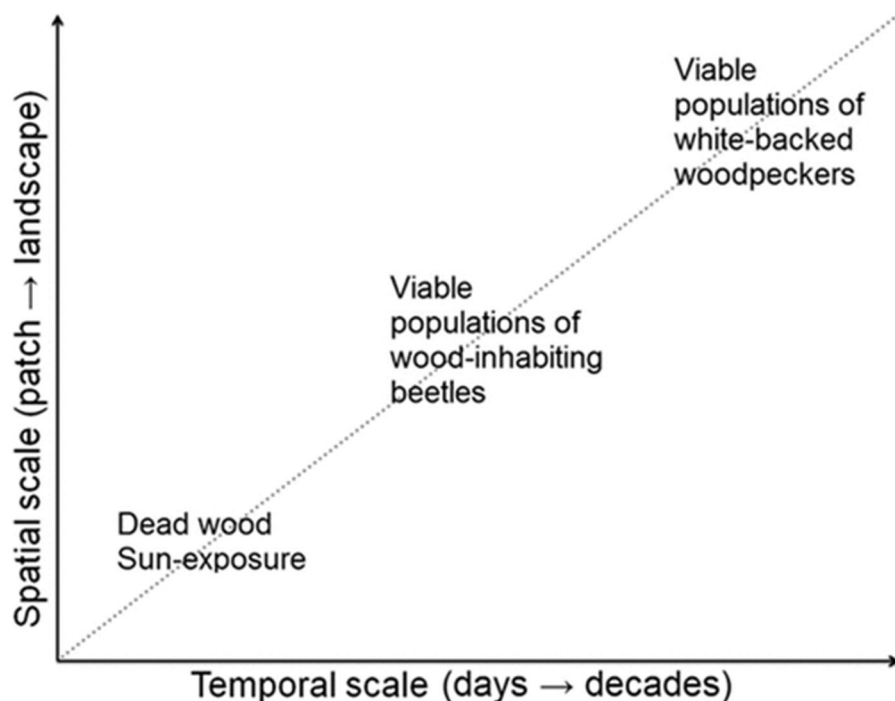
Artdatabanken (u.å.a) beskriver att hackspettens vinterrevir är cirka 450 hektar men kan variera i storlek beroende på fragmenteringen av landskapet. I äldre lövskog kan reviren vara mellan 100 och 150 hektar (Naturvårdsverket 2017a). Ju större revir den vitryggiga hackspetten har att tillgå, desto större är chansen att den hittar föda eftersom skalbaggar har varierad förekomst beroende på årstid (Aulén 1988).

1.3 Vitryggig hackspett som paraplyart

En paraplyart kan användas som ett verktyg i arbete med bevarande av biologisk mångfald. Att använda en art med höga krav på sin livsmiljö, som exempelvis den vitryggiga hackspetten, som ledmotiv i planering av restaurering gör arbetet tydligare (Roberge & Angelstam 2004) och mer konstandseffektivt. Genom att fokusera på en arts krav på livsmiljö, som även kan gynna andra arter, kommer det krävas färre resurser än om det skulle restaureras för varje enskild art.

Den vitryggiga hackspetten har i samband med minskning och fragmentering av habitat blivit Sveriges mest specialiserade ryggradsdjur (Länsstyrelsen 2012). Det betyder att fågeln har många och specifika krav på sin omgivning. Roberge et al. (2008) beskriver hur arbete med bevarandet av den vitryggiga hackspetten gynnar den biologiska mångfalden i främst lövrik skog innehållande död ved. Döda och döende träd är viktiga substrat för hälften av alla rödlistade arter i Sverige. Dessutom är död ved ett essentiellt substrat för hälften av alla vedlevande skalbaggar. Det betyder att hackspettens optimala livsmiljö skapar ett paraply för andra arter med lika, liknande eller färre krav på sitt habitat. Ungefär 180 rödlistade arter, varav 64 skalbaggsarter, skulle gynnas av återskapandet av habitat för den

vitryggiga hackspetten (Naturvårdsverket 2005). Detta gör den vitryggiga hackspetten till en betydande paraplyart att fokusera på, vilket tidigare har bekräftats (Bell et al. 2015; Länsstyrelsen 2012). I figur 2 visar Bell et al. (2015) hur mindre krävande arter som exempelvis vedlevande skalbaggar kommer att ge en snabbare respons på restaureringar än vad den vitryggiga hackspetten gör. För att den vitryggiga hackspetten ska kunna existera måste den ha tillgång till föda, som i sin tur behöver ha tillgång till död solexponerad ved som återskapas vid restaurering.



Figur 2. Diagram som visar en teoretisk effekt mellan tid (x-axel) och rum (y-axel) för restaureringar för vitryggig hackspett. I början skapas död ved som lockar till sig vedlevande skalbaggar som i sin tur följs av den vitryggiga hackspetten (Bell et al. 2015:12).

1.4 Kunskapsläge och kunskapsluckor

Dokumentation av den vitryggiga hackspetten från 1800- och 1900-talet visar att hackspetten då fortplantade sig i större delar av Sverige (Aulén 1988) men antalet individer har fram tills idag minskat med 90 % (Artdatabanken u.å.a). År 1975 började den vitryggiga hackspetten studeras av Sveriges lantbruksuniversitet för att skapa underlag till ett åtgärdsarbete för hackspettens bevarande som pågick mellan 1985 och 1990 (Aulén 1988). Vidare har Naturvårdsverket tillsammans med Skogsstyrelsen arbetat fram två åtgärdsprogram för den vitryggiga hackspetten under åren 2005 till 2021. Åtgärdsprogrammen ger en kunskapsöverblick som

delvis bygger på andra studier och rapporter (Naturvårdsverket 2005; Naturvårdsverket 2017a).

Restaureringsarbetet har pågått i cirka 20 år vilket är kort tid med tanke på ett träds livscykel. I restaureringar för vitryggig hackspett används olika metoder för att påskynda processen med att skapa död ved i olika åldrar. Trots detta tar det lång tid att återskapa livsmiljöer för den vitryggiga hackspetten där det finns lövträd i olika successioner. Även andra åtgärder så som återskapande av fuktiga områden, som hackspetten gynnas av, tar tid innan de ger effekt (Naturvårdsverket 2017a). På grund av den relativt korta tiden försvåras utvärdering av restaureringars långtidseffekt. Bell et al. (2015) har studerat effekten av restaurering efter 10 år, men fortsatt effekt efter 10 år finns det bristande kunskap om. Ytterligare en försvårande faktor är att det finns mycket få studier där effekten av restaurering av lövskog, inklusive olika metoder, har utvärderats. Den begränsade mängden studier beror sannolikt på att synen på lövskog har förändrats de senaste 100 åren, från att lövskog inte har haft något naturvårdvärde eller stort ekonomiskt värde till att idag aktivt bevaras (Axelsson et al. 2002).

1.5 Arbetet med biodiversitet och vitryggig hackspett

Arbetet med den vitryggiga hackspetten är en del av flera led i ett internationellt arbete för hållbar utveckling i världens länder där Agenda 2030 och de globala målen (United Nations Development Programme 2022a) står i fokus. Det globala målet nummer 15: Ekosystem och biologisk mångfald innefattar att ”Skydda, återställa och främja ett hållbart nyttjande av landbaserade ekosystem, hållbart bruka skogar, bekämpa ökenspridning, hejda och vrida tillbaka markförstöringen samt hejda förlusten av biologisk mångfald” (United Nations Development Programme 2022b). Sveriges miljöarbete med FN:s globala mål förverkligas genom 16 miljökvalitetsmål som riksdagen beslutade om 1999 (Naturvårdsverket 2020). Bland miljökvalitetsmålen finns två mål, Levande skogar och Ett rikt växt- och djurliv, som vägleder arbetet för bland annat biologisk mångfald vilket innefattar restaurering av habitat för den vitryggiga hackspetten.

Naturvårdsverket är den myndighet i Sverige som driver miljöarbete. På grund av hackspettens stora vinterrevir krävs dock ett samarbete mellan olika aktörer, exempelvis skogsbolag, kommuner och privata markägare (Naturvårdsverket 2017a). En aktiv aktör i arbetet för bevarandet av den vitryggiga hackspetten är Naturskyddsföreningen som tillsammans med Järvzoo djurpark, Vitryggsgården samt Stockholms Vildfågel Rehab föder upp och släpper ut ungfåglar i passande habitat (Naturskyddsföreningen 2022).

Naturvårdsverkets åtgärdsprogram som sträckte sig från 2017 till 2021 inriktade sig på 5 fokustrakter och 13 övriga värdetrakter. Fokustrakterna restaurerades för att bli optimala häckningsmiljöer där den främsta åtgärden var att hugga ut gran.

Frivilliga avsättningar och målbilder för hänsyn är avgörande för genomförandet av arbetet. Naturvårdsverket (2017a) föreslår bland annat naturvårdsbränningar som åtgärd för att gynna hackspetten. Skogsbränder resulterar i mindre täta skogar med högre ljusinsläpp och stora mängder död ved som kan agera som substrat för vedlevande skalbaggar. Skogsbränder har därav en positiv påverkan på rödlistade arter och biologisk mångfald (Fredriksson et al. 2020; Hägglund et al. 2020).

1.6 Syfte och frågeställning

Återställande av den vitryggiga hackspettens habitat avser ofta att främja dess födoförråd. Många av de vedlevande skalbaggar som den vitryggiga hackspetten har som huvudföda har minskat av samma anledning som fågeln: att deras livsmiljö är hotad. Att inventera födotillgången ger en indikator om ett område skulle kunna vara en möjlig livsmiljö för hackspetten. Det kan följaktligen vara ett tecken på om restaurering för den vitryggiga hackspetten är effektiv eller inte.

Den vitryggiga hackspettens funktion som paraplyart medför att restaurerade områden för fågeln kan gynna andra taxonomiska grupper med liknande krav på habitat. Att analysera förekomsten av rödlistade skalbaggsarter i restaurerade områden för hackspetten gör det möjligt att utvärdera effekten av den vitryggiga hackspetten som paraplyart.

Insatser för restaurering av den vitryggiga hackspettens specifika habitat har genomförts och skalbaggsarter har inventerats. Denna studie behandlar tre olika typer av skogar: kommersiellt skötta blandskogar, restaurerade skogar samt lämpliga miljöer för vitryggig hackspett. Syftet är att utvärdera hur vedlevande skalbaggars förekomst skiljer mellan de olika livsmiljöerna. Samt att utifrån det dra slutsatser om restaureringens effekt. Som underlag för diskussion har även skillnader av behandlingstypernas egenskaper utvärderats. Frågeställningar som behandlas är:

- Hur skiljer individantal, artrikedom och artsammansättning av föda för den vitryggiga hackspetten mellan kommersiellt skötta blandskogar (C), restaurerade områden (R) och målhabitat (W) för den vitryggiga hackspetten?
- Hur skiljer individantal, artrikedom och artsammansättning av rödlistade vedlevande skalbaggar mellan C, R och W?

Hypotesen är att det finns ett signifikant större antal individer och större artrikedom i R och W jämfört med C, både gällande föda och rödlistade arter. Samtidigt förväntas föda och rödlistade arter i W bestå av signifikant fler individer och ha större artrikedom jämfört med R. Eftersom de kommersiellt skötta blandskogarna innehåller barrträd, vilket de andra skogstyperna inte gör i samma utsträckning, förväntas artsammansättningen skilja sig åt. Skogarna med behandling C förväntas

därför innehålla vedlevande skalbaggar förknippade till barrträd. Både för föda och rödlistade arter antas behandlingarna R och W inneha fler gemensamma arter än vad de har med behandling C.

1.7 Avgränsningar

I beskrivningen av den vitryggiga hackspettens preferenser, beteendemönster, orsaker till hotbild samt hur arbetet med bevarandet sker, utgår denna uppsats från hur det ser ut i Sverige. Den vitryggiga hackspetten förekommer också i bland annat Norge, Finland, Polen, Lettland, Ryssland och Japan och hackspettens beteende kan skilja sig åt på olika platser. I Polen är gran ett av de vanligare trädslagen som den vitryggiga hackspetten födosöker på (Czeszczewik 2009) medan i Sverige födosöker den främst på asp, sälg, al och björk (Svensson 2022). Eftersom skalbaggar som analyseras i denna uppsats kommer från försöksytor i Sverige berör vi inte hackspettens födosökmönster i andra länder.

Ytterligare en begränsning är att denna studie enbart fokuserar på antalet infångade skalbaggar som ingår i hackspettens diet samt rödlistade vedlevande skalbaggar i tre olika typer av skogar. Det är flera faktorer som avgör om hackspetten har möjlighet till att häcka, exempelvis boplats, klimat, trädslagsblandning, död ved och skogens succession. Att enbart utvärdera ett fåtal faktorer, i detta fall födotillgång, beståndstyp och död ved, räcker inte för att förutsäga om den vitryggiga hackspettens förutsättningar är tillräckliga för artens reproduktion. De är dock viktiga delar av hackspettens förutsättning för överlevnad och är därför viktiga för utvärderingen.

Studiens analyser grundar sig på insamlat data från ett begränsat område i Mellansverige under år 2021. Detta kan orsaka viss osäkerhet eftersom makro- och mikroklimat varierar mellan olika år och platser. Biotiska och abiotiska faktorer kan påverka insekternas förutsättningar och utveckling.

Fällorna som har använts fångar in flygande insekter. Den vitryggiga hackspetten livnär sig dock även på larver. Det betyder att analyserna inte behandlar hackspettens totala födotillgång i området. I fällorna har det fångats in vedlevande skalbaggar som ej har kunnat artbestämmas. Dessa har inte räknats med i datat.

Metod

2.1 Försöksområden

Studiens försöksområden är orienterade i landskapen Värmland och Dalsland mellan latituderna 59,3° och 59,9° N, och longituderna 12,0° och 13,7° E. De totalt 23 försöksområdena har fördelats i tre kategorier: sju kommersiellt skötta blandskogar (C), åtta restaurerade områden (R) och åtta målhabitat (W) för vitryggig hackspett (bilaga 1). De restaurerade områdena har avsatts av Bergvik Skog.

Innan restaureringsåtgärder har genomförts har R och C bedömts vara likvärdiga (Bell et al. 2015; Larsson Ekström u.å.). Ett flertal faktorer har använts som bedömningsunderlag varav beståndens ålder och grundyta har vägt tyngst (Bell et al. 2015). För att göra bedömningen har data använts från Skogsstyrelsen, skogsbolagen Stora Enso och Bergvik skog samt fältbesök (ibid.). Både R och C var produktionsskogar som genomgått konventionell skogsskötsel, men där andelen lövträd var högre än vanligt. De sju kommersiellt skötta blandskogarna har lämnats orörda medan de åtta restaurerade bestånden genomgått behandling (Larsson Ekström u.å.).

Under åren 2000 till 2010 har de åtta områdena restaurerats. En selektiv avverkning har utförts då granar har avlägsnats och död lövved har frambringats genom ringbarkning och skapandet av högstubbar. I genomsnitt var ett restaurerat område 5,6 hektar stort och beståndens medelålder var 43,4 år. De motsvarande kommersiellt skötta skogarna hade en medelålder på 41,8 år (Larsson Ekström u.å.).

Kristoffer Stighäll, projektledare för Naturvårdsverkets *projekt vitryggig hackspett*, har utsett de åtta målhabitaten för vitryggig hackspett. Målhabitaten är gynnsamma miljöer för hackspetten och representerar målet med restaurering. Målhabitaten har valts ut baserat på nutida och historiskt data om fågelns förekomst och häckning, samt beståndens andel av levande och döda lövträd (Larsson Ekström u.å.)

2.2 Datainsamling

Vid insamling av skalbaggar har tre IBL2-fällor för flygande insekter använts i respektive område (bilaga 1). Fällorna är semi-transparenta och har en stor nedåtvänd triangelformad infångningsyta (liksidig triangel, höjd = 1 m och bas = 1 m) (Bell et al. 2015). I den nedre spetsen av triangeln var en flaska fäst och där landar insekterna efter att de flugit in i fällan. Flaskan var fylld med 70 % propylenglykol samt rengöringsmedel för minskad ytspänning. Fällorna har dessutom utrustats med ventiler för att filtrera bort nederbördsvatten (Bell et al. 2015; Larsson Ekström u.å.).

Mellan två träd knöts fällorna upp i brösthöjd. De har placerats i ett norr-, sydost-, sydväst-mönster (120° mellan fällorna) orienterat 30 till 70 meter från beståndscentrum. Fällorna har stationerats i bestånden första veckan i juni 2021 och har samlats in i mitten av oktober samma år (Larsson Ekström u.å.). Efter insamling av fällorna har taxonomiexpert Hans-Erik Wanntorp identifierat skalbaggar ned till artnivå.

I varje försöksområde har även död ved inventerats i en cirkelprovyta med radie 25 m centrerat i beståndens mittpunkt. Topp- och bottendiameter samt längd för liggande död ved har registrerats. Dessutom har alla levande träd högre än 1,3 m och bredare än 5 cm i brösthöjd inventerats inom en cirkelprovyta med radie 10 m där brösthöjdsdiameter och art har registrerats.

2.3 Databearbetning och statistiska analyser

Databearbetning och statistiska analyser har genomförts i R Studio (R Core Team 2022). En av tre fällor har demolerats i två av de restaurerade områdena. I de statistiska analyser som innefattar individantal kommer de områden med en färre fålla därmed få icke-representrande värden. Pseudofällor som representerar de nedfallna fällorna har konstruerats i R Studio för att korrigera de felen. Vardera pseudofälla har tilldelats ett individantal som är medelvärdet av de två andra fällorna i respektive område.

Inför analys av den vitryggiga hackspettens föda har data av de skalbaggsarter som inte är föda tagits bort. En doktorsavhandling av Aulén (1988) har använts som beslutsunderlag om vilka arter som ingår i hackspettens föda. På samma sätt har alla skalbaggsarter som inte är rödlistade (kategori LC) tagits bort inför analys av rödlistade arter (Kategori DD-RE) (SLU Artdatabanken 2020).

Vi fann att en rödlistad art, *Xylophilus corticalis*, stod för fyra gånger så hög abundans som övriga arter varför denna art plockades bort från analysen. Abundanta arter riskerar att dölja signifikanta resultat vilket även vi fann i våra analyser där signifikansen försvann när *Xylophilus corticalis* var inkluderad (bilaga 4).

En ytterligare modifiering innan analys är att antal individer och antal unika arter för de tre fällorna i ett område har summerats. Det betyder att varje analys görs mellan ett försöksområdes totala inventerade skalbaggar och områdets behandling.

Tre envägs variansanalyser (ANOVA) och ett Kruskal-Wallis-test har genomförts. För att genomföra en ANOVA måste tre antaganden uppfyllas: normalfördelat data, homogen varians samt oberoende observationer i grupperna. För att grafiskt kontrollera antagandet om normalfördelning har Q-Q-kurvor och Residuals- vs. Fitted-kurvor samt histogram inspekterats. Utöver grafisk granskning har även Shapiro-test genomförts för att kontrollera antagandet om normalfördelning. För att kontrollera antagandet om homogen varians har Bartlett-test utförts.

Data innehållande individantal för rödlistade arter har inte uppfyllt kraven för vare sig normalfördelning eller homogen varians. På grund av detta har Kruskal-Wallis-test genomförts istället för ANOVA. Vid signifikant resultat har sedan Dunns test använts för att undersöka mellan vilka grupper skillnad finns. För resterande data har ANOVA utförts.

När ANOVA visat signifikant resultat har Tukeys test använts för att ta reda på mellan vilka grupper skillnad finns. Det enda undantaget för detta gäller artrikedom av vitryggföda där ANOVA visat signifikant resultat men inte Tukeys test, då har istället ojusterat p-värde använts. För alla test har signifikansnivå 0,05 använts.

För att åskådliggöra skillnaden i artsammansättning mellan de tre behandlingarna har två Venndiagram skapats, ett med rödlistade arter och ett med den vitryggiga hackspettens föda. Venndiagrammen har manuellt utformats i Microsoft Word.

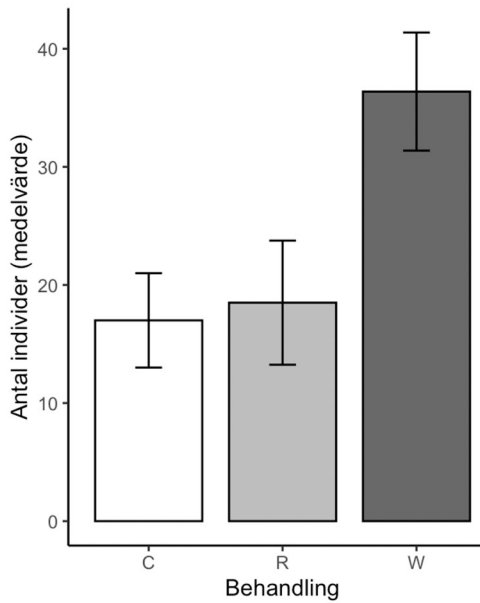
Inventering av levande träd och död ved har också analyserats. För att kontrollera antagande om normalfördelning och homogen varians har samma metoder som tidigare använts. Antagandena uppfylldes inte, varav Kruskal-Wallis-test har använts för samtliga analyser. Analyser har genomförts för både stammar per hektar och grundyta per hektar. När Kruskal-Wallis-test visat signifikant resultat har Dunns test använts för att undersöka mellan vilka grupper skillnaden finns. För alla test har återigen signifikansnivå 0,05 använts.

Resultat

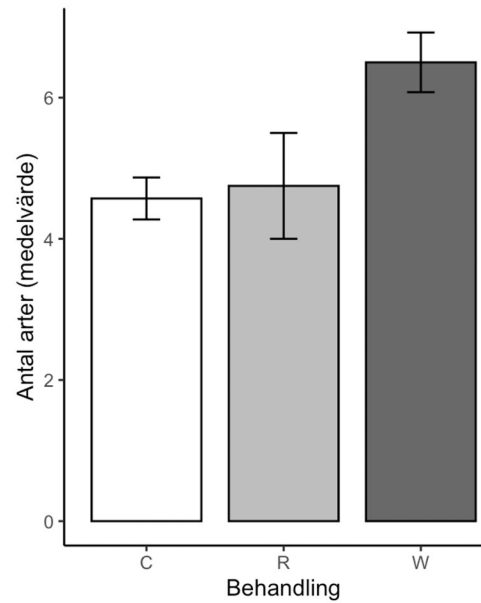
3.1 Den vitryggiga hackspettens föda

Totalt har 552 vedlevande skalbaggar som ingår i hackspettens föda fångats in, fördelat på 19 arter (bilaga 2). Resultat från ANOVA visar att det finns en signifikant skillnad i antal individer vitryggisföda mellan C, R och W ($p = 0,017$) (bilaga 4). Tukeys test visar att det är signifikant fler individer i W jämfört med C ($p = 0,030$) och R ($p = 0,038$), vilket tydligt kan ses i figur 3. Det är även en signifikant skillnad avseende artrikedom mellan behandlingarna ($p = 0,037$) (figur 4). Ojusterat p-värde visar att det är signifikant fler arter i W jämfört med C ($p = 0,022$) och R ($p = 0,031$) (bilaga 4).

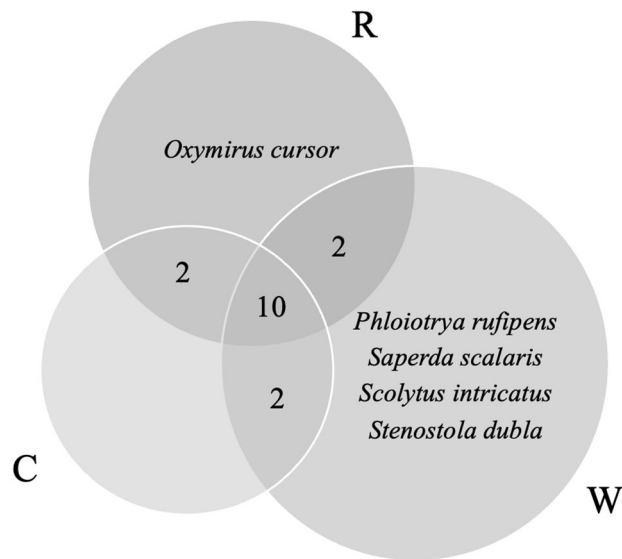
Figur 5 åskådliggör artsammansättningen av de skalbaggsarter som ingår i den vitryggiga hackspettens föda. I försöksområden med behandling R återfanns en unik art, medan det i områden med behandling W återfanns fyra unika arter. För behandling C hittades ingen unik art. Gemensamt för alla behandlingarna var tio arter.



Figur 3. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel för antal individer i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade vedlevande skalbaggar som räknas till den vitryggiga hackspettens föda.



Figur 4. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel för artrikedom i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade vedlevande skalbaggar som räknas till den vitryggiga hackspettens föda.

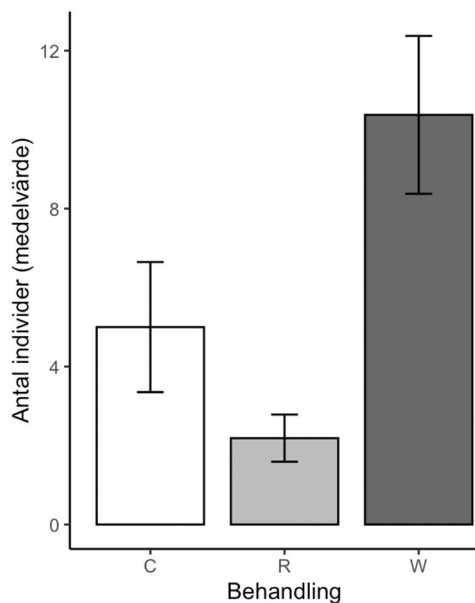


Figur 5. Venndiagram som visar artsammansättningen i och mellan behandling C, R och W. C har ingen unik art, R har en unik art och W har 4 unika arter. Alla tre behandlingarna har tio arter gemensamt. C-R, R-W och W-C har alla två gemensamma arter vardera. Arterna avser infångade vedlevande skalbaggar som räknas till den vitryggiga hackspettens föda.

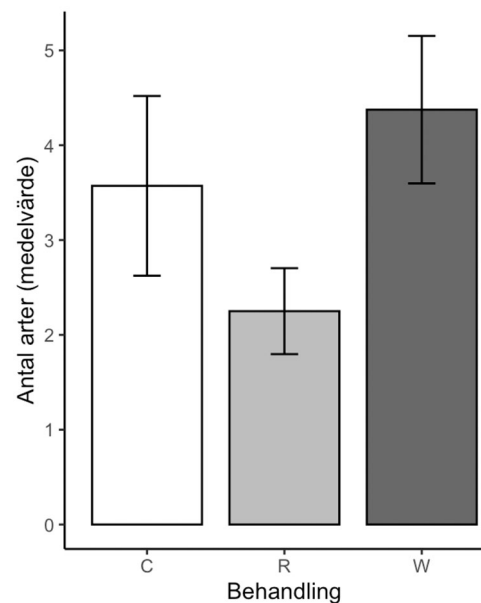
3.2 Rödlistade arter

Totalt har 132 (634 inklusive *Xylophilus corticalis*) rödlistade vedlevande skalbaggar varav 25 (26 inklusive *Xylophilus corticalis*) unika arter inventerats (bilaga 3). Resultat från ANOVA visar att det är en signifikant skillnad i antalet rödlistade individer mellan behandlingarna C, R och W ($p = 0,010$) (figur 6, bilaga 4). Tukeys test visar bara att det finns signifikant fler individer i W jämfört med R ($p = 0,001$), vilket betyder att det inte finns en signifikant skillnad mellan R och C eller W och C (bilaga 4). Det finns fortsättningsvis ingen signifikant skillnad mellan behandlingarnas artrikedom av rödlistade arter ($p = 0,135$) (figur 7, bilaga 4). På grund av hög spridning finns ingen signifikant skillnad mellan C och R för vare sig individantal eller artrikedom. Det förekommer dock ett mönster att C innehar fler rödlistade individer och fler arter än R (figur 6 och 7).

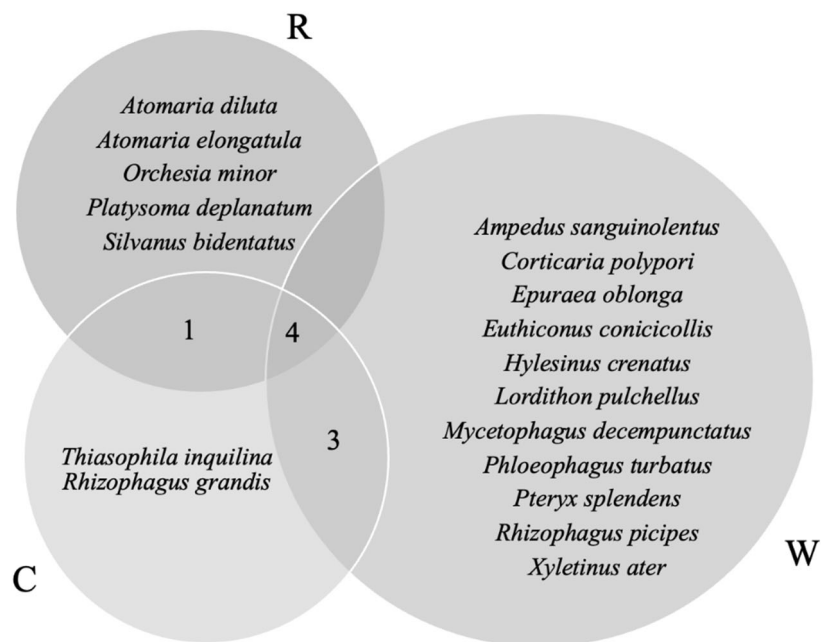
I försöksområden med behandling R har fem unika arter påträffats, medan det i områden med behandling W har påträffats elva unika arter. I behandling C har det hittats två unika arter. Gemensamt för alla behandlingarna var fyra arter (figur 8).



Figur 6. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel av antal individer i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade rödlistade vedlevande skalbaggar.



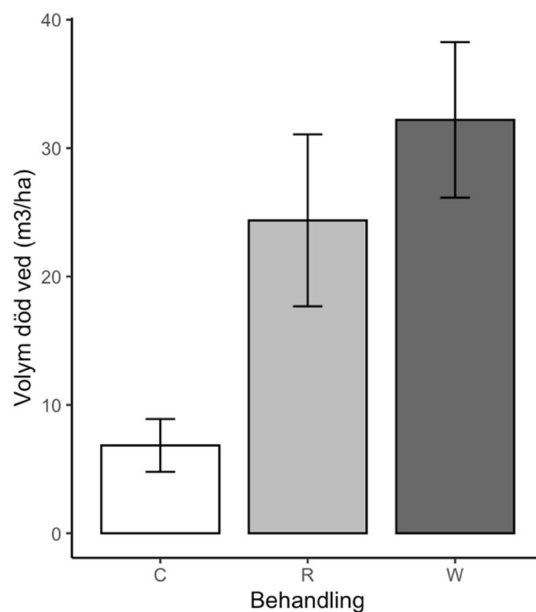
Figur 7. Stapeldiagram som visar medelvärde och medelfel av antal arter i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå). Värdena avser infångade rödlistade vedlevande skalbaggar.



Figur 8. Venndiagram som visualiserar artsammansättningen av rödlistade vedlevande skalbaggar i och mellan behandling C, R och W. C har två unika arter, R har fem unika arter och W har elva unika arter. Alla tre behandlingarna har fyra arter gemensamt. C och R har en gemensam art. R och W har ingen gemensam art. W och C har tre gemensamma arter.

3.3 Död ved och beståndstyper

Den genomsnittliga volymen liggande död ved i W, R och C redovisas i figur 9. I R är det 256,43 % högre volym död ved än i C och i W är det 32,08 % högre volym än i R. Resultat från Kruskal-Wallis-test visar att det finns en signifikant skillnad i volymen död ved i de olika behandlingarna ($p = 0,01535$). Dunns test visar att det är signifikant lägre volym i C jämfört med R ($p = 0,0254$) och W ($p = 0,0022$) (bilaga 5).

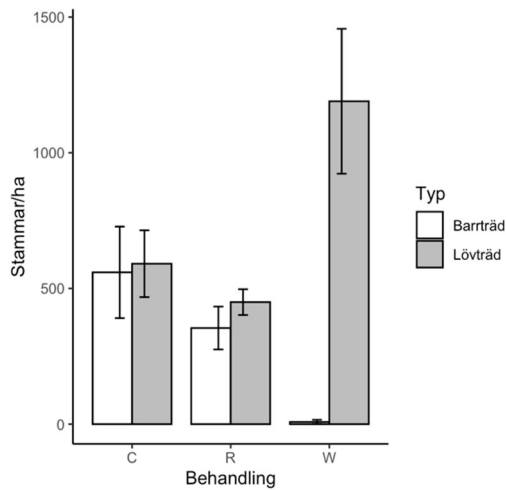


Figur 9. Stapeldiagram som illustrerar genomsnittlig liggande volym död ved i behandling C (vit), R (grå) och W (mörkgrå) samt medelfel. Volymen redovisas i kubikmeter per hektar.

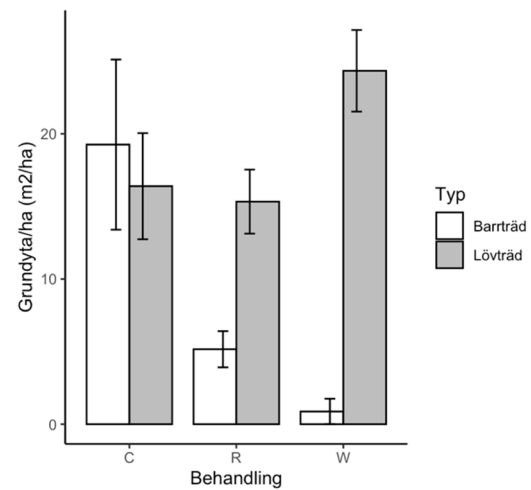
Trädinventeringens resultat visar att det i genomsnitt är 1 150,47 stammar per hektar med 51,38 % lövandel i behandling C. I behandling R är det i genomsnitt 803,73 stammar per hektar med 55,94 % lövandel. I behandling W är det i genomsnitt 1 197,64 stammar per hektar med 99,34 % lövandel (figur 10, bilaga 5).

Lövandelen skiljer sig sett till grundyta per hektar och stammar per hektar. I genomsnitt är grundytan 35,65 m² per hektar med 45,98 % lövandel i behandling C. I behandling R är den genomsnittliga grundytan 20,49 m² per hektar med 74,81 % lövandel. Slutligen är den genomsnittliga grundytan i W 25,21 m² med lövandel 96,53 % (figur 11, bilaga 5).

Kruskal-Wallis-test visar att det är en signifikant skillnad i mängden barrträd per behandling (stammar/ha: $p = 0,001$, grundyta/ha: $p = 0,002$). Dunns test visar att det är signifikant mer barrträd i C än W (stammar/ha: $p = 0,0003$, grundyta/ha: $p = 0,0003$), och i R än W (stammar/ha: $p = 0,002$, grundyta/ha: $p = 0,23$). Det finns dock ingen signifikant skillnad i mängd lövträd mellan de tre behandlingarna (stammar/ha: $p = 0,077$, grundyta/ha: $p = 0,102$). Se fullständiga resultat i bilaga 5.



Figur 10. Stapeldiagram som illustrerar stammar per hektar för barrträd (vit) och lövträd (grå) i behandling C, R och W.



Figur 11. Stapeldiagram som illustrerar grundyta per hektar (m²/ha) för barrträd (vit) och lövträd (grå) i behandling C, R och W.

Vid jämförelse av stammar per hektar (figur 10) och grundyta per hektar (figur 11) finns det en tydlig skillnad. Genom att granska figur 10 och 11 tillsammans visas det att barrträden i C är grova, relativt lövträden. I R är det omvänt, att lövträden är betydligt grövre relativt barrträden.

Diskussion

4.1 Utvärdering av resultat

4.1.1 Den vitryggiga hackspettens föda

För både individantal och artrikedom har signifikant skillnad påträffats, dock ingen signifikant skillnad mellan behandling C och R. Hypotesen som formulerats har således bara delvis uppfyllts, vi förväntade oss en skillnad mellan C och R också. Det föreligger möjliga förklaringar till detta resultat. Innan hypotesen formulerades fanns en förväntan om att de tre behandlingarnas beståndstyper tydligt skulle skiljas åt, där C och W skulle vara mest olika varandra och att R skulle vara något mitt emellan. Efter granskning av behandlingarnas beståndstyp har det däremot visat sig att de restaurerade områdena är mer lika de kommersiellt skötta blandskogarna än vad vi initialt förväntat oss. En följd av det blir att målhabitatens struktur inte bara är olik strukturen i C, utan även skiljer sig mer från de restaurerade bestånden än förväntat. Detta kan även förklara varför hypotesen om att W och R skulle inneha fler gemensamma arter än med C avvisats.

Några av skalbaggar med barrskog som huvudbiotop, exempelvis gulröd blomcock (*Stictoleptura rubra*) och tvåtandad barkborre (*Pityogenes bidentatus*) (Artdatabanken u.å.c; Artdatabanken u.å.d), återfanns i alla tre behandlingsområden. Hypotesen att C skulle inneha unika arter av vitryggsföda förknippade med barrskog avvisades därför. En anledning till det kan vara att majoriteten av födan för den vitryggiga hackspetten generellt bör vara skalbaggar förknippade med lövträd, vilket lämnar få potentiella arter av vitryggsföda som är unika för barrskog. Ytterligare anledning kan vara att andelen barrträd per hektar är större i de restaurerade bestånden än vad vi trodde, eftersom det endast skiljer 4,56 procentenheter mellan C och R. Vi antog att det skulle finnas fåtal skalbaggar med barrträd som huvudbiotop i W på grund av den låga andelen barrträd, men motsatsen visades i resultatet. Detta kan förklaras av att skalbaggar temporärt kan vistas i lövskog beroende på andelen barrträd i beståndet, samt andelen barrträd i omkringliggande landskap. Studiens fållor kan fånga tillfälliga besökare som enbart råkar hamna i fållorna. Det är värt att påminna om att det även finns barrträd

i W (3,47 % av grundytan) och att det därmed kommer att finnas skalbaggar förknippade med barrträd där.

4.1.2 Rödlistade arter

Det har endast visat sig vara signifikant fler rödlistade individer i W jämfört med C och R. Därför har hypotesen för rödlistade arter, att det skulle vara en signifikant skillnad mellan alla behandlingar, bara delvist uppfyllts. Anledning till det är troligtvis samma som nämnt ovan, att C och R har liknande beståndskaraktär medan W är unik med den höga andelen lövträd. Nämnvärt är även att C och R har genomgått storskalig antropogen störning de senaste 20 åren, vilket vi kan anta att W inte har i samma utsträckning. Många rödlistade vedlevande insekter är beroende av skog med lång kontinuitet (Hjältén et al. 2012). Beståndskaraktären i W är ovanlig i dagens landskap vilket gör att arter kopplade till det habitatet är ovanliga. Den långa kontinuiteten i målhabitatet i samband med den unika beståndskaraktären antas vara anledningen till den större mängden rödlistade individer.

I behandling C återfanns unika arter vars huvudbiotop var skog innehållande barrträdsarter (figur 8). Därtill var det bara 4 av de totalt 25 rödlistade arterna som var gemensamma för områden med behandling R och W, och de var dessutom gemensamma med behandling C (figur 8). Hypotesen att R och W skulle inneha fler gemensamma arter än vad de har med C, förnekas därför. Detta stödjer däremot att rödlistade arter har specifika krav på sitt habitat.

4.2 Andra studier

Det finns en studie från 2015 som genomfördes i samma restaurerade bestånd och delvis samma kommersiellt skötta blandskogar som denna studie. Majoriteten av bestånden med behandling C har ersatts med motsvarande bestånd inför denna studie på grund av avverkning av de föregående. Till skillnad från vår studie konstaterade Bell et al. (2015) signifikant högre artrikedom och högre abundans av rödlistade vedlevande skalbaggar i behandling R, jämfört med behandling C. Fastän vår studie inte funnit en signifikant skillnad mellan R och C kan vi konstatera att det finns både högre artrikedom och högre abundans av rödlistade vedlevande skalbaggar i C jämfört med R.

De avvikande resultaten kan förklaras av att studien av Bell et al. (2015) utfördes 2012 och de restaurerade områdena har lämnats orörda. Idag är restaureringen cirka 20 år gammal och naturlig föryngring av gran kan ha påverkat restaureringens syfte negativt. Dessutom har inget nytt dött vedsubstrat skapats, bortsett från eventuell naturlig avgång. I behandling R uppmätte Bell et al. (2015) 31,57 m³/ha död ved medan denna studie uppmätt 24,38 m³/ha död ved. Eftersom majoritet av den döda

veden är cirka 20 år gammal kan arter förknippande med döende och nyligen död ved påverkas negativt.

Dessutom var den genomsnittliga grundytan i R 13,29 m²/ha för 11 år sedan (Bell et al. 2015) medan den uppmättes till 20,49 m²/ha i denna studie. Det innebär att de restaurerade områdena har blivit tätare, vilket medför att färre träddelar blir solbelysta, vilket i sin tur kan förklara minskningen av de rödlistade arternas artrikedom och abundans i de restaurerade områdena. Att denna studie och studien av Bell et al. (2015) delvis har använt olika bestånd med behandling C kan också förklara de avvikande resultaten.

4.3 Utvecklingsområden

Eftersom denna studie enbart har undersökt vedlevande skalbaggar går det inte att uttala sig om hur andra taxonomiska grupper har påverkats av restaureringen. Enligt Naturvårdsverket (2005) finns det 64 hotade skalbaggsarter, inklusive vedlevande skalbaggar, som kan profitera av restaureringen. Utöver skalbaggar finns det 116 andra hotade arter, fördelat på fåglar, svampar, lavar och mossor, som skulle kunna gynnas av restaurering för vitryggig hackspett (ibid.). Framtida studier kan undersöka hur andra grupper påverkas av restaurering för den vitryggiga hackspetten.

En BACI (Before-After Control-Impact) design kan användas för att analysera data mellan tidpunkter och olika behandlingar. En sådan metodik hade gett större säkerhet med hänsyn till fluktuation av biotiska och abiotiska faktorer över tid. Fler faktorer än vad denna studie utvärderat vore även lämpligt att inkludera. Det hade varit intressant att undersöka fler av de faktorer som påverkar hackspettens möjlighet att till häcka, exempelvis totalt matförråd (vedlevande skalbaggar + larver), boplatser och klimat. Att enbart utvärdera ett fåtal faktorer räcker inte för att förutsäga om den vitryggiga hackspettens förutsättningar är tillräckliga för fågelns reproduktion.

Antalet vitryggiga hackspettar i Sverige har ökat men det går inte att härleda huruvida det är på grund av restaurering eller inte. Avsaknad av fågeln i många restaurerade områden vittnar om att restaureringar ännu inte har lyckats, eventuellt på grund av att restaureringar utförts på för liten skala. Det är även en svårighet att följa utvecklingen av antalet hackspettsindivider och häckande par eftersom det är svårt att inventera samtliga individer i Sverige. Det är dessutom svårt att säkerställa att en fågel inte inventeras flera gånger.

De behandlingsområden som vi har analyserat är små relativt den stora ytan som den vitryggiga hackspetten kräver och därmed återspeglar resultaten endast en liten del i ett komplext arbete med restaurering för vitryggig hackspett. Restaurering för vitryggig hackspett behöver göras på landskapsnivå för att fågeln ska kunna återhämta sig (Bell 2015), eftersom den har breda krav på habitat.

Den vitryggiga hackspetten kräver cirka 500 hektar mark, vilket kan variera beroende på hur landskapet ser ut. Storskaliga restaureringar på landskapsnivå begränsas av flera faktorer, till exempel resurser, samarbete och tid. I en studie där ett skogslandscapsmodelleringsramverk använts, var restaurerade områden inte tillräckliga för vitryggig hackspett ens efter 100 år avseende mängden lövträd. Gemensamt med vår studie är att de restaurerade områdena är små relativt den stora ytan som krävs.

Vårt resultat tillsammans med Bell et al. (2015) har visat att restaurering inte bara behöver göras på landskapsnivå utan även bör underhållas för att ge fortsatt effekt. Att utföra en restaurering för den vitryggiga hackspetten ger nämligen kortsiktig positiv effekt men på lång sikt förbrukas den döda veden. Att underhålla restaureringen eller skapa ett landskap där skalbaggar kan flytta sig mellan områden för att hitta nytt substrat blir därför avgörande för att öka antalet hackspettar.

Underhåll av restaurering för den vitryggiga hackspetten kan genomföras på varierande sätt, med främsta syfte att främja lövträd och skapa död ved. Underröjning av gran samt skapande av ny död lövved, cirka 10 till 15 år efter första restaurering är ett skötselalternativ, alternativt att en naturvårdsbränning genomförs.

Det finns dock ett problem; för att ett restaurerat bestånd ska tillåta ett sådant underhåll måste det finnas en god succession av lövträd som kan bli framtida död ved. Om effekten av restaurering ska undersökas är det motiverat att utgå från två motsvarande bestånd, för att sedan restaurera det ena och observera skillnaden. För de restaurerade bestånd som har använts i denna studie, samt använts i studien av Bell et al. (2015), är utgångsläget i bestånden sannolikt inte tillräckligt på lång sikt. Det behövs högre andel lövträd och en god succession av lövträd för att på lång sikt få positiv effekt av restaureringen. En finsk studie har visat hur avlägsnandet av gran för restaurering för den vitryggiga hackspetten ökar tillväxt och vegetativ föryngring av asp (Hämäläinen et al. 2020). Dock har tillväxt av björk inte visat respons efter att gran har avlägsnats (ibid.), vilket är negativt eftersom björk är en av de viktigaste substraten för fågeln (Stenberg & Hogstad 2004).

Bestånd för framtida restaurering för den vitryggiga hackspetten bör varsamt väljas ut. Bestånd med hög andel lövträd, gärna björkdominerade och med äldre aspar bör prioriteras för restaurering. Dessa typer av bestånd är dock väldigt ovanliga, vilket kommer generera en låg potentiell areal. Bestånd med sämre utgångsläge, som exempelvis R, kommer också få positiv effekt av restaurering (Bell et al. 2015), men kommer kräva ytterligare tid och åtgärder. Oavsett bättre eller sämre utgångsläge bör död lövved skapas frekvent men med låg intensitet för att hushålla tillgången av lövträd (Anouschka & Hjältén 2017).

4.4 Slutsats

Vedlevande skalbaggar förekomst har visat sig skilja mellan de tre behandlingar som studien berört: kommersiellt skötta blandskogar, restaurerade områden och målhabitat för den vitryggiga hackspetten. När studiens resultat har jämförts med en tidigare studie av Bell et al. (2015) har det visat sig att restaureringens effekt har reducerats, vilket har resulterat i minskad artrikedom och abundans av rödlistade arter. Den insikten innebär att restaurering för vitryggig hackspett måste underhållas för fortsatt positiv effekt.

Det habitat som vedlevande skalbaggar och vitryggig hackspett kräver är beroende av kontinuerliga mikro- och makrostörningar för att få en relativt konstant tillförsel av död ved och ljusinsläpp. För att fågeln ska återhämta sig behövs restaureringsinsatser på landskapsnivå där död lövved skapas frekvent men med låg intensitet för att hushålla tillgången av lövträd. Naturvårdsverket (2017a) och Skogsstyrelsen (2023) beskriver i sitt åtgärdsprogram hur samarbete och samordning av flera aktörer är avgörande för att lyckas restaurera habitat för den vitryggiga hackspetten. Vi kan konstatera att variation i landskapet behöver återskapas med hjälp av restaurering för att bibehålla biodiversitet.

Referenser

- Anouschka, R. & Hjältén, J. (2017). Are we restoring enough? Simulating impacts of restoration efforts on the suitability of forest landscapes for a locally critically endangered umbrella species. *Restoration Ecology*. 26:4, 740-750. <https://doi.org/10.1111/rec.12628>
- Aulén, G. (1988). *Ecology and distribution history of the white-backed woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden*. Doctoral dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences
- Axelsson, AL., Östlund, L. & Hellberg, E. (2002). Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866–1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecol* 17, 403–418. <https://doi.org/10.1023/A:1021226600159>
- Bell, D. (2015). *Forest restoration guided by an umbrella species*. [Oppublicerat manuskript] Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Bell, D., Hjältén, J., Nilsson, C., Jørgensen, D. & Johansson, T. (2015). Forest restoration to attract a putative umbrella species, the white-backed woodpecker, benefited saproxylic beetles. *Ecosphere*. 6(12):278. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00551.1>
- Czeszczewik, D. (2009). Foraging behavior of White-backed woodpeckers *Dendrocopos leucotos* in a primeval forest (Bialowieza national park, NE Poland): dependence on habitat resources and season. *Acta Ornithologica* 44: 109–118
- Ehnström, B. & Holmer, M. (2007). *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Skalbaggar: Långorningar. Coleoptera: Cerambycidae*. Uppsala: Artdatabanken, SLU
- 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. *Ecol Processes*. 9, 44. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00246-5>
- Hallingfors, J. (2023). *Vitryggig hackspett*. [Fotografi]. [2023-02-22]
- Hallsby, G. (2008). *Nya tiders skog, Skogsskötsel för ökad tillväxt*. Stockholm: LRF Skogsägarna.
- Hjältén, J., Stenbacka, F., Pettersson, RB., Gibb, H., Johansson, T., Danell, K., Ball, P.J. & Hilszczanski, J. (2012). Micro and Macro-Habitat Associations in Saproxylic Beetles: Implications for Biodiversity Management. *PLoS ONE*. 7(7): e41100. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041100>

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117934>
- Hämäläinen, K., Junninen, K., Halme, P. & Kouki, J. (2020). Managing conservation values of protected sites: How to maintain deciduous trees in white-backed woodpecker territories. *Forest Ecology and Management*. 461, 117946. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117946>
- Larsson Ekström, A. (u.å). [Opublicerat manuskript]
- Larsson Ekström, A. (2021). *Bestånd R, W, C samt fälla*. [Fotografier]. [2023-04-17]
- Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblan, N. (2005). Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate, sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation*. 14: 3033–3053. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0314-y>
- Länsstyrelsen (2012). *Vedinsekter i vitryggsområden – före och efter skötselåtgärder*. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, naturvårdsenheten. https://www.lansstyrelsen.se/publikation?entry=_2012_22&context=13
- Naturskyddsföreningen (2022). *Projekt vitryggig hackspett*. <https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/projekt-vitryggig-hackspett/> [2023-03-22]
- Naturvårdsverket (2020). *Sveriges miljömål – Så fungerar arbetet med Sveriges miljömål*. <https://sverigemiljomal.se/sa-fungerar-arbetet-med-sveriges-miljomal/> [2023-02-22]
- Naturvårdsverket (2005). *Åtgärdsprogram för bevarande av Vitryggig hackspett*. (Naturvårdsverket 5486). Bromma: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2017a). *Åtgärdsprogram för vitryggig hackspett 2017–2021*. (Naturvårdsverket 6770). Bromma: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2017b). *Miljökonsekvenser av markavvattning och dikesrensning*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Roberge, J.-M., & Angelstam, P. (2004). Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76–85. <http://www.jstor.org/stable/3589119>
- Roberge, J.-M., Mikusiński, G. & Svensson, S. (2008). The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning?. *Biodiversity and Conservation*. 17, 2479–2494. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9394-4>
- Skogforsk (2019). *Lövträd och Lövskog*. https://www.skogforsk.se/cd_20191104171530/contentassets/d16b5f608f0a43fb9e6f54f110eaf47f/lovtrad-och-lovskog-low.pdf [2023-02-22]
- Skogsstyrelsen (2023). *Vitryggig hackspett och dess livsmiljöer*. <https://www.skogsstyrelsen.se/miljo-och-klimat/biologisk-mangfald/hotad-art-vitryggig-hackspett/> [2023-03-23]

- SLU Artdatabanken (u.å.a). *Vitryggig hackspett*.
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/dendrocopos-leucotos-100046> [2023-02-28]
- SLU Artdatabanken (u.å.b). *Mellanspett*.
<https://artfakta.se/naturvard/taxon/dendrocoptes-medius-100047> [2023-02-28]
- SLU Artdatabanken (u.å.c). *Gulröd blomcock*.
<https://artfakta.se/naturvard/taxon/stictoleptura-rubra-105913> [2023-04-13]
- SLU Artdatabanken (u.å.d). *Tvåtandad barkborre*.
<https://artfakta.se/naturvard/taxon/pityogenes-bidentatus-106562> [2023-04-13]
- SLU Artdatabanken (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU.
- SLU Riksskogstaxeringen (2022). *Skogsdata 2022*. Umeå: SLU.
- Speight, M.C.D. (1989) Saproxylic invertebrates and their conservation. *Council of Europe*. 42. ISBN: 92-871-1679-2
- Stenberg, I. & Hogstad, O. (2004). Sexual dimorphism in relation to winter foraging in the white-backed woodpecker (*Dendroscopus leucotos*). *Journal of Ornithology*. 145, 321-326. <https://doi.org/10.1007/s10336-004-0045-6>
- Svensson, L. (2022). *Fågelguiden*. Bonnier Fakta
- United Nations Development Programme (2022a). Globala målen
<https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/> [2023-03-21]
- United Nations Development Programme (2022b). *Globala målen – Mål 15*.
<https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/mal-15-ekosystem-och-biologisk-mangfald/> [2023-02-22]
- Östlund, L., Laestander, S., Aurell, G. & Hörnberg, G. (2022). The war on deciduous forest: Large-scale herbicide treatment in the Swedish boreal forest 1948 to 1984. *Ambio* 51, 1352–1366. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01660-5>

Tack

Vi vill rikta ett speciellt stort tack till vår handledare Albin Larsson Ekström för alla trevliga möten och god handledning. Vi har uppskattat din entusiastiska inställning och att du motiverat och trott på oss hela vägen från start till mål.

Tack till Jenny Mattsson som har hjälpt oss med sina språkliga och matematiska färdigheter, i tid och otid.

Vi vill också tack Hilda Mikaelsson för goda råd vid statistiska analyser.

Tack K. Karlsson för dina kloka råd.

Bilaga 1

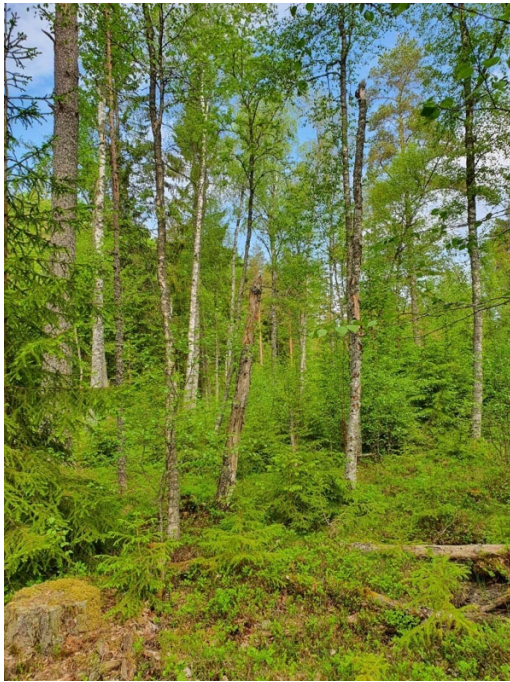
Figuren nedan visar en IBL2-fälla (Larsson Ekström 2021).



De två figurerna nedan är fotograferade i de kommersiellt skötta blandskogarna (Larsson Ekström 2021).



De två figurerna nedan är fotograferade i de restaurerade skogarna (Larsson Ekström 2021).



De två figurerna nedan är fotograferade i målhabitatet för vittryggig hackspett (Larsson Ekström 2021).



Bilaga 2

Lista över vedlevande skalbaggar som räknas till den vitryggiga hackspettens föda. Kryssen visar i vilken behandlingstyp arten har fångats in.

Vitryggiga hackspettens föda	R	W	C
<i>Bolitophagus reticulatus</i>	x		x
<i>Dorcatoma dresdensis</i>	x	x	x
<i>Dryocoetes alni</i>	x	x	x
<i>Elateroides dermestoides</i>	x	x	x
<i>Ips typographus</i>	x		x
<i>Leptura quadrifasciata</i>	x	x	x
<i>Necydalis major</i>		x	x
<i>Orchesia micans</i>	x	x	
<i>Oxymirus cursor</i>	x		
<i>Phloiotrya rufipes</i>		x	
<i>Pityogenes bidentatus</i>	x	x	x
<i>Rhagium inquisitor</i>		x	x
<i>Rhagium mordax</i>	x	x	x
<i>Saperda scalaris</i>		x	
<i>Schizotus pectinicornis</i>	x	x	x
<i>Scolytus intricatus</i>		x	
<i>Scolytus ratzeburgii</i>	x	x	
<i>Sinodendron cylindricum</i>	x	x	x
<i>Stenostola dubia</i>		x	
<i>Stictoleptura rubra</i>	x	x	x
<i>Tomoxia bucephala</i>	x	x	x

Bilaga 3

Lista över rödlistade vedlevande skalbaggar. Kryssen visar i vilken behandlingstyp arten har fångats in.

Rödlistade arter	R	W	C
<i>Ampedus sanguinolentus</i>		x	
<i>Atomaria diluta</i>	x		
<i>Atomaria elongatula</i>	x		
<i>Corticaria polypori</i>		x	
<i>Dryophthorus corticalis</i>		x	x
<i>Epuraea oblonga</i>		x	
<i>Euthiconus conicicollis</i>		x	
<i>Hylesinus crenatus</i>		x	
<i>Leiestes seminiger</i>	x	x	x
<i>Liodopria serricornis</i>	x		x
<i>Lordithon pulchellus</i>		x	
<i>Mycetophagus decempunctatus</i>		x	
<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	x	x	x
<i>Orchesia fasciata</i>		x	x
<i>Orchesia minor</i>	x		
<i>Phloeophagus turbatus</i>		x	
<i>Platysoma deplanatum</i>	x		
<i>Pteryx splendens</i>		x	
<i>Rhizophagus grandis</i>			x
<i>Rhizophagus picipes</i>		x	
<i>Scaphisoma subalpinum</i>		x	x
<i>Silvanus bidentatus</i>	x		
<i>Thiasophila inquilina</i>			x
<i>Triplax rufipes</i>	x	x	x
<i>Xyletinus ater</i>		x	
<i>(Xylophilus corticalis)</i>	x	x	x

Bilaga 4

Resultat från statistiska analyser mellan de tre behandlingarna C, R och W för individantal och artrikedom av vitryggig hackspetts föda och rödlistade arter. Signifikansnivån är 0,05 och signifikans visas med *.

Den vitryggiga hackspetts föda - Individantal			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Total antal individer	119	142	291
Medelvärde	17,00	18,50	36,38
Standardfel	3,99	5,26	5,00
Standardavvikelse	10,57	14,86	14,14
P-värde från ANOVA	0,0173*		
P-värde från Tukeys test (adj): R-C	0,9747476		
P-värde från Tukeys test (adj): W-C	0,0295081*		
P-värde från Tukeys test (adj): W-R	0,0383856*		
Den vitryggiga hackspetts föda - Artrikedom			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Artrikedom (19 unika totalt)	14	15	18
Medelvärde	4,57	4,75	6,50
Standardfel	0,30	0,75	0,42
Standardavvikelse	0,79	2,12	1,20
P-värde från ANOVA	0,037*		
P-värde från Tukeys test (adj): R-C	0,9714291		
P-värde från Tukeys test (adj): W-C	0,0555033		
P-värde från Tukeys test (adj): W-R	0,0747937		
P-värde från Tukeys test (unadj): R-C	0,8208		
P-värde från Tukeys test (unadj): W-C	0,0222*		
P-värde från Tukeys test (unadj): W-R	0,0305*		
Rödlistade arter - Individantal			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Total antal individer	94	189	355

Medelvärde	5,00	2,19	10,38
Standardfel	1,65	0,60	2,00
Standardavvikelse	4,36	1,69	5,66
(P-värde från Kruskal-Wallis (inkl. <i>X.corticalis</i>))	0,35		
P-värde från Kruskal-Wallis	0,01*		
P-värde från Dunns test (adj): R-C	0,1333		
P-värde från Dunns test (adj): W-C	0,0304*		
P-värde från Dunns test (adj): W-R	0,0010*		
<hr/>			
Rödlistade arter - Artrikedom			
<hr/>			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Artrikedom	10	9	18
Medelvärde	3,57	2,25	4,38
Standardfel	0,95	0,45	0,78
Standardavvikelse	2,51	1,28	2,20
P-värde från ANOVA	0,135		
<hr/>			

Bilaga 5

Resultat från statistiska analyser mellan de tre behandlingarna C, R och W för liggande död ved och beståndstyp avseende stammar per hektar och grundyta. Signifikansnivån är 0,05 och signifikans visas med *.

Liggande död ved			
Behandling	C	R	W
Antal område	7	8	8
Genomsnittlig volym död ved (m ³ /ha)	6,84	24,38	32,20
Standardfel	2,06	6,70	6,06
Standardavvikelse	5,44	18,94	17,13
P-värde från Kruskal-Wallis	0,01535*		
P-värde från Dunns test (adj): R-C	0,0254*		
P-värde från Dunns test (adj): W-C	0,0022*		
P-värde från Dunns test (adj): W-R	0,1784		
Barrträd (stammar/hektar)			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Genomsnittligt antal stammar barrträd per hektar (m ³ /ha)	559,32	354,12	7,96
Andel barrträd baserat på stamantal/ha (%)	48,62	44,06	0,66
Standardfel	168,56	78,99	7,96
Standardavvikelsen	445,96	223,43	22,51
P-värde Kruskal-Wallis	0,001003*		
P-värde från Dunns test (adj): R-C	0,2637		
P-värde från Dunns test (adj): W-C	0,0003*		
P-värde från Dunns test (adj): W-R	0,0019*		
Lövträd (stammar/hektar)			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Genomsnittligt antal stammar lövträd per hektar (m ³ /ha)	591,15	449,61	1189,68
Andel lövträd baserat på stamantal/ha (%)	51,38	55,94	99,34
Standardfel	123,06	47,53	267,06
Standardavvikelse	325,58	134,44	755,36

P-värde från Kruskal-Wallis	0,078003		
Barrträd (grundyta/hektar)			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Genomsnittlig grundyta/ha (m ² /ha)	19,26	5,16	0,88
Andel barrträd baserat på grundyta/ha (%)	54,02	25,19	3,47
Standardfel	5,86	1,25	0,88
Standardavvikelse	15,50	3,53	2,48
P-värde från Kruskal-Wallis	0,002245*		
P-värde från Dunns test (adj): R-C	0,0611		
P-värde från Dunns test (adj): W-C	0,0003*		
P-värde från Dunns test (adj): W-R	0,0230*		
Lövträd (grundyta/hektar)			
Behandling	C	R	W
Antal områden	7	8	8
Genomsnittlig grundyta/ha (m ² /ha)	16,39	15,33	24,33
Andel lövträd baserat på grundyta/ha (%)	45,98	74,81	96,53
Standardfel	3,65	2,21	2,81
Standardavvikelse	9,67	6,24	7,95
P-värde Kruskal-Wallis	0,1017		

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. Du hittar en länk till SLU:s publiceringsavtal på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>.

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.