



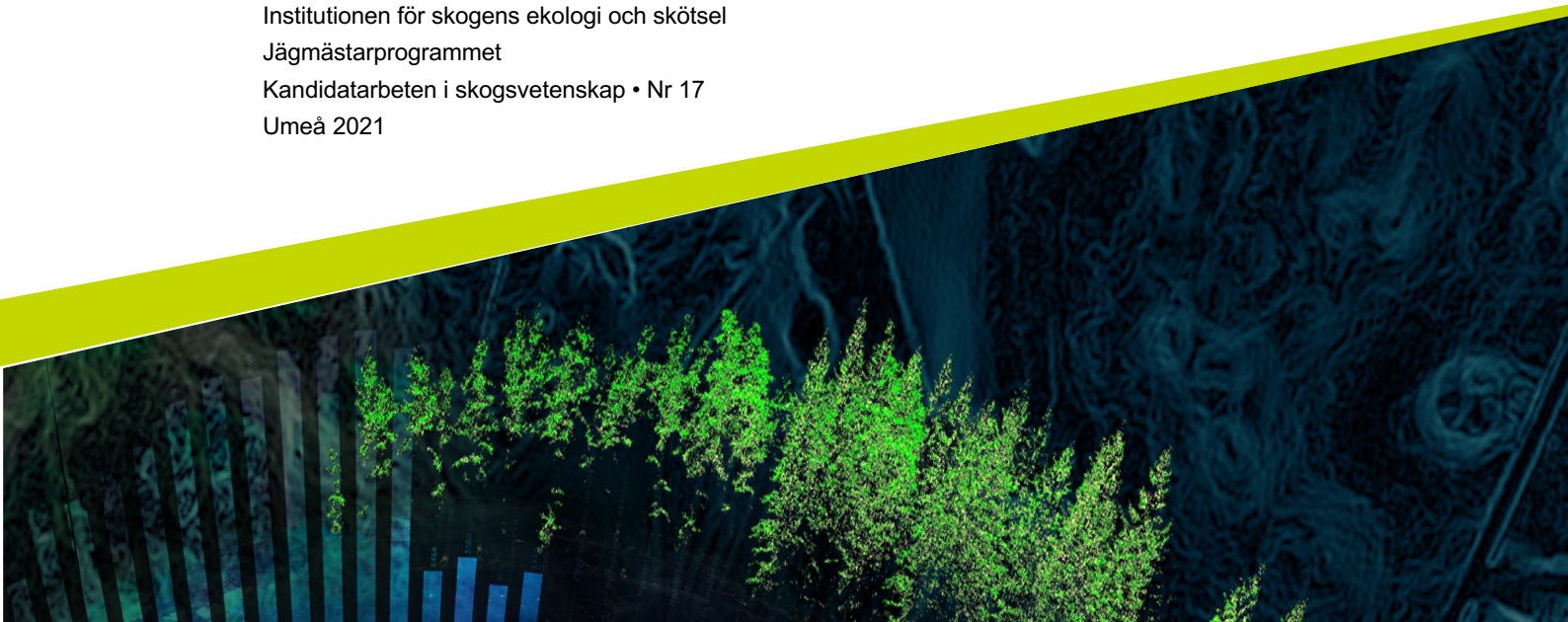
Ekoparkernas inverkan på långhornskalbaggar (*Cerambycidae*)

– artrikedom, abundans och artsamhällen i
jämförelse med kommersiellt brukad skogsmark

*The impact of Ecoparks on longhorn beetles – species richness,
abundance and communities in comparison to commercially used forest
land*

Elias Skogqvist & Emil Andersson

Kandidatarbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Fakulteten för skogsvetenskap
Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Jägmästarprogrammet
Kandidatarbeten i skogsvetenskap • Nr 17
Umeå 2021



Ekoparkernas inverkan på långhornskalbaggar (*Cerambycidae*) – artrikedom, abundans och artsamhällen i jämförelse med kommersiellt brukad skogsmark

The impact of Ecoparks on longhorn beetles – species richness, abundance and communities in comparison to commercially used forest land

Elias Skogqvist & Emil Andersson

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

Examinator: Gustaf Egnell, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E

Kurstitel: Kandidatarbete i skogsvetenskap

Kurskod: EX0911

Program/utbildning: Jägmästarprogrammet

Kursansvarig inst.: Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Utgivningsort: Umeå

Utgivningsår: 2021

Serietitel: Kandidatarbeten i skogsvetenskap

Delnummer i serien: 17

Nyckelord: naturvård, aktiv restaurering, död ved, substrat, rödlista, unika arter

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Publicering och arkivering

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

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

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

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

Sammanfattning

Flertalet dödvedberoende skalbaggar behöver substrat som i stor omfattning missgynnats av långvarigt och intensivt skogsbruk. Aktiva och kontinuerliga restaureringsinsatser i exempelvis ekoparker kan utgöra ett alternativ i syfte att förbättra habitatförutsättningarna. Denna studie undersökte, med data från 2011 och 2020, om långhorningarnas artsamhällen, abundans, artrikedom samt hur förekomsten av rödlistade långhorningarter skilde sig en ekopark i jämförelse med ett konventionellt produktionslandskap som referensområde. Hypotesen var att skalbaggararnas artrikedom samt abundans är generellt högre i ekoparken, samt att trenden över tid bör tala för en skarpare skillnad mellan ekoparken och produktions-skogen. Gällande artsamhällen samt rödlistade arter antogs att ekoparken med tiden kommer uppvisa annorlunda artsammansättning samt fler rödlistade arter jämfört med produktionslandskapet. Hypoteserna grundas på studier som visat att dödvedberoende skalbaggar gynnas av naturvårdsåtgärder – i synnerhet då död ved skapas.

Skalbaggar samlades in 2011 och 2020 med hjälp av insektsfällor på tillskapade högstubbar av tall och björk - i både ekopark Hornsö samt dess referensområde Hälleskog. Skillnader mellan ekopark och referensområde avseende artrikedom och abundans testades med GLM-modeller. Förekomstförändringen över tid av rödlistade arter i ekoparken testades likaså med GLM-modell. Venndiagram och lådagram användes för att illustrera data.

Testerna visade generellt högre artrikedom och abundans av långhorningar i ekopark än referensområde, oberoende av år. Modellerna visade även generell minskning av artrikedom och abundans från 2011 till 2020, oberoende av landskap. Rödlistade långhorningarters förekomst i ekopark minskade från 2011 till 2020. Områdena hade vid båda tillfällena över 50 % av arterna gemensamt. Ekoparken hade vid båda tillfällena över 30 % av arterna som ej påträffades i produktionslandskapet. Produktionslandskapet hade vid båda tillfällena 10 % av arterna som ej påträffades i ekoparken. Totalt 6 rödlistade arter återfanns i ekoparken, men ej i produktionslandskapet. Totalt 3 rödlistade arter påträffades i referensområdet, men dessa påträffades även i ekoparken. Resultaten tyder på att ekoparkens förstärkta hänsyn och naturvårdsinsatser generellt skapar en mer gynnsam miljö för långhorningar jämfört med konventionell produktions-skog. Trots att studien i motsats till hypotesen ej visar någon ökad abundans eller artrikedom över tid finns däremot tecken på att ekoparken har ett värde – i synnerhet med tanke på de totalt 6 rödlistade arter som enbart fanns i ekoparken, och ej i produktionslandskapet.

Nyckelord: naturvård, aktiv restaurering, död ved, substrat, rödlista, unika arter

Abstract

Several dead wood-dependent beetles need substrates which to great extent have been disfavored by intense forestry. Active and continuous restoration in Ecoparks may offer an option with intention to improve the habitation conditions. This study investigated, with data from 2011 and 2020, if longhorn beetle species communities, abundance, species richness and red-listed occurrence were different in an Ecopark compared to a conventional production landscape as a reference. The hypothesis was that the species richness and abundance in general are higher in the Ecopark, and that the trend over time will indicate a sharper difference between Ecoparks and conventionally managed forest. Regarding species communities and red-listed species, the assumption was that the Ecopark over time will inhabit another species composition and more red-listed species compared to the conventionally managed forest. The assumptions are based on earlier studies showing that dead wood-dependent beetles are favored by nature conservation – in particular by creation of dead wood.

The beetles were collected in 2011 and 2020 by using insect traps on high stumps from birch and pine - in both Ecopark Hornsö and its reference landscape Hälleskog. Differences between Ecopark and reference landscape regarding abundance and species richness were tested with GLM-models. Differences in occurrence of red listed species over time in the Ecopark were also tested with GLM-model. Venn diagrams and box plots were used to illustrate data.

The tests showed a generally higher species richness and abundance of longhorn beetles in the Ecopark compared to the reference area, independent of the year. The models also showed a general decline of abundance and species richness from 2011 to 2020, independent of the year. Red-listed longhorn species occurrence in the Ecopark showed a decline from 2011 to 2020. The landscapes inhabited on both occasions over 50 % of the species in common. The Ecopark inhabited on both occasions more than 30 % of the species not found in the production landscape. The production landscape on both occasions inhabited 10 % of the species not found in the Ecopark. A total of 6 red-listed species was only found in the Ecopark, and not in the production landscape. The number of red-listed species found in the production landscape was 3, but these species were also found in the Ecopark. The results indicate that the strengthened conservation creates a more favourable environment for longhorn beetles compared to conventional forest land. Despite that the study in contrast to the hypothesis do not show increased abundance or species richness over time, there are however indications that the Ecopark has a value – in particular regarding the 6 red-listed species in total found exclusively in the Ecopark, but not in the conventional production landscape.

Keywords: nature conservation, active restoration, dead wood, substrate, red-list, unique species

Förord

Först och främst vill vi rikta den djupaste tacksamheten till vår handledare Anne-Maarit Hekkala som genomgående ställt upp de gånger vi behövt assistans på vägen mot att fullfölja studien. **Kiitos paljon, Anne!**

Vi vill även uttrycka uppskattning för den avgörande hjälp vi fått av Hilda Edlund med statistikanalyserna och programvaran R. Utan assistans hade vi knappast kunnat genomföra studien. **Tusen tack, Hilda!**

Sist men inte minst riktar vi även ett stort tack till Louise Åkerstedt, miljö- och naturvårdsspecialist på Sveaskog, som bistod med data om åtgärds historiken i Ekopark Hornsö. Hoppas vårt arbete kan bidra till er strävan mot ökad naturvård och en tryggad framtid för långhorningarna. **Tusen tack, Louise!**

Innehållsförteckning

| | |
|--|-----------|
| Tabellförteckning | 10 |
| Figurförteckning | 11 |
| 1. Inledning | 13 |
| 1.1. Bakgrund – långhorningar och ekosystemtjänster..... | 13 |
| 1.2. Ekoparkskonceptet..... | 15 |
| 1.3. Mål och syfte | 16 |
| 1.4. Hypotes | 16 |
| 2. Material och metoder | 17 |
| 2.1. Forskningsprojektet Effekt 20..... | 17 |
| 2.2. Långhorningar som forskningsobjekt | 17 |
| 2.3. Forskningsområden | 18 |
| 2.4. Insamling av insekter | 22 |
| 2.5. Dataunderlag och analyser | 22 |
| 3. Resultat | 24 |
| 4. Slutsats och diskussion | 33 |
| 4.1. Artrikedom och abundans | 33 |
| 4.2. Rödlistade arter och artsamhällen | 33 |
| 4.3. Avslutande diskussion..... | 34 |
| 4.3.1. Väder..... | 34 |
| 4.3.2. Utspädningseffekt..... | 35 |
| 4.3.3. Åtgärdshistorik..... | 36 |
| Referenser | 38 |
| Bilaga 1 | 41 |
| Bilaga 2 | 42 |
| Bilaga 3 | 43 |

Tabellförteckning

- Tabell 1. Sammanställning av geografiskt läge, grundläggande klimatförutsättningar samt areal produktion respektive hänsyn. Areal avser all produktiv och icke produktiv skogsmark. Andra arealer avser enbart produktiv skogsmark. Hänsyn delas upp i underkategorierna restaurering, avsättning och skyddad areal. Samtliga siffror hämtas från (Larsson Ekström et al. 2021) 20
- Tabell 2. Samtliga siffror erhålls direkt från Hornsö ekoparksplan (Sveaskog 2008). Ursprungliga ekologiska målbilder för ekopark Hornsö. Tabellen visar andelen naturvärden samt andelen naturvårdsareal som kommer att tas i anspråk för att restaurera respektive naturtyp. Den totala naturvårdsarealen i ekopark Hornsö är 61 % när andelen naturvårdsskogar (51 %) summeras med andelen naturhänsyn som kommer att lämnas i ekoparkens produktions-skogar 21
- Tabell 3. Resultat från negativ binomial GLM-modell för abundans beroende på område (Ekopark eller referensområde) och år (2011 och 2020). Där produktion = referensområde Hälleskog 25
- Tabell 4. Resultat från GLM-modell med Poissonfördelning för artrikedom beroende på område (Ekopark eller referensområde) och år (2011 och 2020). Där produktion = referensområde Hälleskog 26
- Tabell 5. Resultat från GLM-modell med binomialfördelning för om provytor i ekopark Hornsö 2011 respektive 2020 har eller inte har rödlistad art 27
- Tabell 6. Rödlistade arter för studien återfunna i Hornsö ekopark med deras respektive rödlistningskategori, kriterium till rödlistning samt arternas landskapstyp enligt SLU Artdatabanken (2020) 31
- Tabell 7. Rödlistade arter för studien återfunna i referensområde Hälleskog med deras respektive rödlistningskategori, kriterium till rödlistning samt arternas landskapstyp enligt SLU Artdatabanken (2020) 32

Figurförteckning

- Figur 1. Geografisk position för Ekopark Hornsö samt referensområde Hälleskog i förhållande till Kalmar, som utgör närmaste större stad. 19
- Figur 2. Lådagram på abundans per provpunkt år 2011 och 2021 för Ekopark Hornsö (Ekopark) och referensområde Hälleskog (produktion). Lådan motsvarar 50 % av observationerna, och dess övre och undre kant utgör första respektive tredje kvartil. Streckade linjer binder ihop lådan med maximi/minimi-värden. Helt svart linje är median. Små ihåliga cirklar utgör extremvärden. 25
- Figur 3. Lådagram för artrikedom per provpunkt år 2011 och 2020 för Ekopark Hornsö (Ekopark) och referensområde Hälleskog (produktion). Lådan motsvarar 50 % av observationerna, och dess övre och undre kant utgör första respektive tredje kvartil. Streckade linjer binder ihop lådan med maximi/minimi-värden. Helt svart linje är median. Små ihåliga cirklar utgör extremvärden. 26
- Figur 4. Antal unika långhorningsarter för studien funna i referensområde Hälleskog 2011 (blå), Hornsö ekopark 2011 (grön), antal arter som för studien funnits i båda områdena 2011 (deras överlapp), samt hur många långhorningsarter i respektive område som återfinns på 2020 års rödlista (överlapp med röd cirkel). Röd cirkel representerar listan med alla rödlistade långhorningsarter i Sverige. 28
- Figur 5. Antal unika långhorningsarter för studien funna i referensområde Hälleskog 2020 (blå), Hornsö ekopark 2020 (grön), antal arter som för studien funnits i båda områdena 2020 (deras överlapp), samt hur många långhorningsarter i respektive område som återfinns på 2020 års rödlista (överlapp med röd cirkel). Röd cirkel representerar listan med alla rödlistade långhorningsarter i Sverige. 29

Figur 6. Antal unika långhorningsarter för studien funna i Hornsö ekopark 2011 (ljusgrön cirkel), Hornsö ekopark 2020 (mörkgrön cirkel), antal arter som för studien funnits i båda områdena (deras överlapp), samt hur många arter i respektive område som återfinns på 2020 års rödlista (överlapp med röd cirkel). Röd cirkel representerar listan med alla rödlistade långhorningsarter i Sverige.30

1. Inledning

1.1. Bakgrund – långhorningar och ekosystemtjänster

Kommersiellt trakthyggesbruk leder till avsevärda skillnader i landskapsstruktur jämfört med mindre intensivt brukade skogar gällande en rad faktorer - däribland trädslagsfördelning, ålder, rotationscykler, förekomst av död ved samt artsammansättning av djur och växter. Flertalet litterära källor – däribland Halme et al. (2013) – poängterar vikten av *naturliga* störningar för bevarandet av ekosystems funktionalitet, samt de naturliga störningarnas betydelse för skogsstrukturen. Skogsbruket har med tiden förändrat skogen bortom dess naturliga mönster gällande succession, struktur och störningsregimer – däribland brandfrekvens (Cyr et al. 2009). Stora uttag av timmer och massaved vid enskilda tidpunkter är exempel som bidrar till att skapa dessa omfattande störningar av naturliga förhållanden på samtliga nivåer i skogsekosystemet (Esseen et al. 1997). Vidare har det moderna skogsbruket även resulterat i försämrad kvalitet, variation samt totalt sett lägre förekomst av död ved i skogen (Ehnström 2007; Sandström et al. 2019; Siitonen 2001). Av uppenbara skäl missgynnas skogens vedlevande fauna av den negativa utvecklingen.

En grupp vedlevande aktörer i skogsekosystemet utgörs av skalbaggsfamiljen långhorningar (*Cerambycidae*, Latreille 1802). I Norden finns 128 arter i familjen, varav 118 av dem återfinns och reproducerar sig i Sverige (Ehnström 2007). Död ved är generellt en fundamental struktur för biodiversitet (Jonsson et al. 2005; Sandström et al. 2019), och är tillsammans med lövved livsviktiga substrat för långhorningars möjlighet att fullfölja sin livscykel (Ehnström 2007). Ehnström skriver att många långhorningpopulationer sedan 1950-talet har minskat kraftigt. Denna minskning är med stor sannolikhet en effekt av skogsbrukets negativa inverkan på substrattillgången. Generellt gäller att områden med hög förekomst av död ved av varierande trädslag samt grad av nedbrytning hyser essentiella förhållanden för långhorningar. Även brandskadad ved nämns som nödvändig för vissa av arterna, liksom äldre död ved från lövträd samt solexponerade träd (ibid.).

Tillkommer gör även särskilt grova lågor (Hekkala 2021¹). Samtliga nämnda substrat har i varierande grad missgynnats av skogsbruket. Förutom skogsmark har glest stående lövträd i hagmarker också utgjort viktiga lokaler. På grund av minskad hävd och förändrat brukande av sådana marker har även de minskat successivt, vilket ytterligare bidragit till försämrade habitatförutsättningar för långhorningar (Ehnström 2007).

Naturvårdsverket (2013) har studerat en rad arter inom familjen *Cerambycidae* med fokus på ek (*Quercus robur*, Linné) och hassel (*Corylus avellana*, Linné) där troliga hot och orsaker till minskad förekomst kartlades. Naturvårdsverket drar samma slutsats som Ehnström (2007), nämligen att en stor anledning till nedgång av långhorningspopulationer bedöms vara habitatförstörelse. I rapporten nämner Naturvårdsverket flera exempel, såsom minskad mängd ek generellt, röjning av yngre ekar och hasslar till förmån för virkesproduktion med andra trädslag samt igenväxning av tidigare öppna och soliga habitat.

Ur ekologiskt perspektiv är ovan nämnd utveckling för långhorningar problematisk då många arter i familjen är av betydelse för skogsekosystemet. En viktig ekosystemtjänst till viss del utförd av långhorningar är pollinering, vilket sker när blombockar rör sig mellan blommor i sitt sökande efter pollen och nektar (Ehnström 2007). Vidare beskrivs långhorningar enligt Ehnström utgöra föda för flertalet fågelarter, såsom den akut hotade vitryggiga hackspetten (*Dendrocopos leucotos*, Bechstein 1802) samt den mindre hackspetten (*Dryobates minor*, Linné 1758). Ett annat exempel på ekosystemtjänst utförd av långhorningar är nedbrytning av ved, vilket gör dem till en viktig part i näringskretsloppet (Ehnström 2007; Buse et al. 2008). Detta sker exempelvis genom att uppåtriktade kläckhål i stubbar tillåter vatten att rinna ner, vilket i sin tur skapar en gynnsam miljö för övriga nedbrytare såsom kvalster, svampar samt bakterier. Slutligen är långhorningar även habitatkonstruktörer för flertalet andra arter, då dess larvgångar och kläckhål utgör boplatser för gaddsteklar, bin och getingar (Ehnström 2007). Sammantaget utgör långhorningar en betydelsefull del av skogsekosystemet. Detta sker dels genom dess roll som substratskapare för nedbrytare, dels genom att de utgör föda för diverse arter såsom den hotade vitryggiga hackspetten.

Flera studier poängterar vikten av aktiva och i viss mån kontinuerliga restaureringsinsatser med syfte att bevara och främja biodiversitet. Halme et al. (2019) framhåller först och främst behovet av att restaurera i riktning mot mer naturtrogen struktur. Forskning av Sandström et al. (2019) tyder på att arter beroende av död ved påverkas positivt i både abundans och rikedom av

¹ Anne-Maarit Hekkala, forskare/handledare, SLU, personlig kommunikation 18/3–2021

restaureringsåtgärder som syftar till att öka mängden död ved. Vidare fann Hägglund et al. (2020) att luckhuggning med skapande av död ved påverkar artrikedomen positivt. De fann även att naturvårdsbränningar påverkar dödvedberoende skalbaggars abundans och artrikedom positivt. Angående bränning tyder forskning av Hekkala et al. (2014) på att den positiva effekten av naturvårdsbränning med avseende på dödvedberoende skalbaggar är kortvarig och behöver upprepas för att bestå. Sammantaget ger detta tydliga indicier av aktiva restaureringsinsatser och naturvårdsåtgärders värde för den biologiska mångfalden och i synnerhet dödvedberoende skalbaggar såsom långhorningar.

Naturvård kan vara ett verktyg för att efterleva Skogsvårdslagens 1§ (SFS 1979:429) om likställande av produktions- och miljömål, där det senare av dem innefattar bibehållande av biologisk mångfald. Redan 2004 slog Angelstam och Bergman fast att endast ett fåtal skogslandskap hyser förutsättningar för att uppfylla detta lagkrav. Ett exempel på positiva undantag beskrivs av Angelstam & Bergman (2004) vara det ännu unga ekoparkskonceptet. De menar att ekoparkerna bör studeras närmare för att klarlägga sambanden i det habitatnätverk som krävs för att bevara biologisk mångfald. Som ett led i denna strävan genomförs vår avgränsade studie för att undersöka om ekoparker kan ha substantiell betydelse för biodiversitet avseende långhorningar.

1.2. Ekoparkskonceptet

Då forskningen började visa att stora landskap med biologiskt värdefull skog saknades, har Sveaskog sedan 2003 avsatt totalt 37 ekoparker från norr till söder. En ekopark består av stora sammanhängande arealer betydelsefull skog med höga naturvärden. Ekoparkerna ska vara minst 1000 hektar stora, där minst halva ytan är avsatt för naturvård. Trots ekoparkernas arealkrav på 1000 hektar är de facto ekoparkerna i genomsnitt 5000 hektar stora (Sveaskog u.å.[a]).

En skötselplan, kallad ekoparksplan, tas fram för varje ekopark i samråd med exempelvis myndigheter, rennäring, ideella organisationer med flera. Skötseln i ekoparkerna utgörs av en kombination av naturvårdsinsatser tillsammans med konventionellt skogsbruk. Trots kombinationen av naturvård och virkesproduktion är det alltid naturvärden som är huvudmålet i ekoparkerna (Sveaskog 2008). De naturvårdande insatserna i ekoparkerna är bland annat naturvårdsbränningar, uppdämningar av diken och restaureringar av våtmarker samt främjande av lövvärden framför barrträdsbestånd (Sveaskog u.å.[a]). Dessa insatser efterliknar naturliga störningar i hög grad (Hägglund et al. 2020), och syftar till att skapa en mer naturlig skogsstruktur med mer variation. Ekoparkerna syftar även till att främja möjligheter för rekreation såsom jakt, fiske samt bär-

och svampplockning (Sveaskog u.å.[a]). Ur ekologiskt perspektiv är ekoparkerna idag unga. Ekopark Hornsö, som är denna studies lokal, invigdes år 2004. Flertalet ekologiska processer tar tid, och det är ännu relativt okänt hur ekologin och de ekologiska processerna i ekoparkerna kommer att fortskrida i ett längre temporalt perspektiv.

1.3. Mål och syfte

Eftersom ekoparkernas etablering påbörjades 2003, och ekopark Hornsö invigdes 2004, har det i ekologisk mening inte hunnit gå lång tid fram till idag. Huvudsakligt fokus i ekoparkerna ligger på naturvård, och denna studie syftar till att bygga grundläggande förståelse kring ekoparkernas betydelse för biologisk mångfald. Studien syftar till att undersöka om extra naturvårdsfokus resulterat i mätbara förändringar efter en kort tidshorisont ur ekologisk synvinkel. Studien är avgränsad till att enbart omfatta långhorningar, vilka utgör en mycket liten del i ett större sammanhang. Målet är att undersöka om, och i vilken omfattning ekoparkerna hittills påverkat långhorningar. Mer specifikt syftar studien till att jämföra artrikedom, abundans och artsamhällen för långhorningar vid 2011 och 2020 i ekopark Hornsö med produktionslandskapet Hälleskog som referens i syfte att åskådliggöra eventuella skillnader mellan ekopark och konventionell produktionsskog över tid. Detta genomförs mot bakgrund av att produktionslandskapet utgörs av 95 % produktionsskog med generell hänsyn, medan ekoparkens uttalade fokus är naturvård och hänsyn.

1.4. Hypotes

Mot bakgrund av den samlade bilden av hittills nämnda aspekter antas hypotesen att långhorningssamhällen över tid borde påverkas positivt av ekopark Hornsö och naturvårdsinsatserna som utförs i den. Artrikedomen för långhorningar förväntas vara högre i ekoparken än i referensområdet Hälleskog, samt högre i ekoparken vid 2020 års inventering jämfört med 2011 i samma ekopark. Samma antagande gäller för abundansen. Beträffande artsamhällen antas hypotesen att ekoparken med tiden ska inhysa andra långhorningsarter än produktionslandskapet, samt att ekoparken kommer inhysa fler rödlistade långhorningsarter.

2. Material och metoder

2.1. Forskningsprojektet Effekt 20

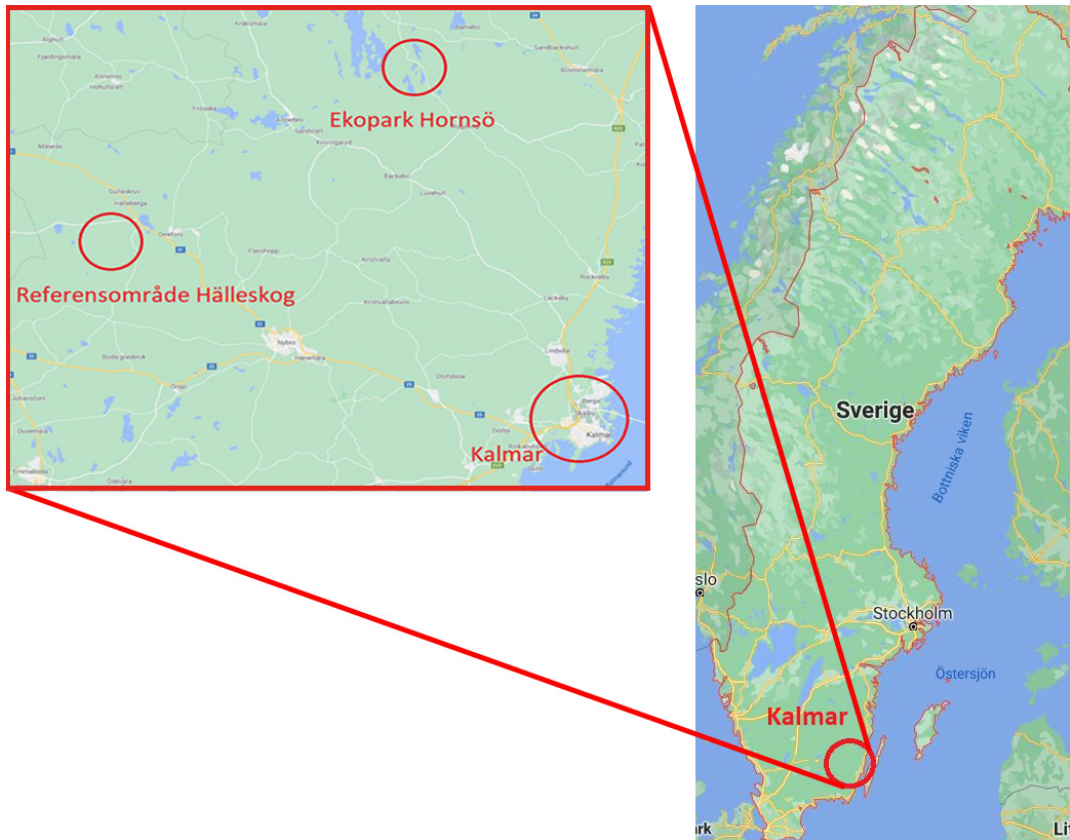
Sveaskog har som miljömål att 20 % av deras produktiva skogsmarksinnehav ska vara naturvårdsareal. Detta blir sammanlagt cirka 600 000 hektar produktiv skogsmark av Sveaskogs totala 3 miljoner hektar. För att realisera detta mål använder Sveaskog tre verktyg vilka innefattar ekoparker, naturvårdsskogar och till sist den generella hänsynen i produktionsskogar enligt "den svenska modellen" (Sveaskog u.å.[b]). Som en del i sitt naturvårdsarbete har Sveaskog ett projekt vid namn Effekt 20 (Sveaskog u.å.[c]). Effekt 20 syftar till att från år 2009 och under 25 år, på vetenskapligt vis, utvärdera effekten av Sveaskogs naturvårdsarbete. Projektet syftar även till att ge ökad kunskap kring generella effekter av naturvård, samt kring olika naturvårdsambitioners effekt på landskapsnivå. Detta sker med dels fågelinventering, dels insektsinventering.

2.2. Långhorningar som forskningsobjekt

Långhorningarna lämpar sig enligt Ehnström (2007) som signalarter för skyddsvärda skogsbestånd. Jämfört med andra grupper av insekter är långhorningarnas utbredning och biologi välkänd, vilket är fördelaktigt vid naturvärdesbedömningar med hjälp av insekter. Långhorningarna är ofta stora, relativt lätta att observera, tacksamma att artbestämma - i synnerhet med tanke på att även deras larvgångar och kläckhål ofta kan användas för artbestämning. Artbestämning av fullvuxna individer i fält underlättas av storleken som anges vara 1,5 till 3,0 cm vanligtvis, och därav lämpar de sig som indikatorarter (Ehnström 2007). Naturvårdsverket (2013) bedömer att exempelvis rödbent ögonbock (*Ropalopus femoratus*, Linné 1758), mindre ekbock (*Cerambyx scopolii*, Fuessly 1775) samt mörk spegelbock (*Phymatodes pusillus*, Fabricius 1787) indikerar kontinuerlig förekomst av klenare lövsubstrat, samt hög artrikedom av andra insekter. Hela 47 arter långhorningar av Sveriges totalt 118 är med på rödlistan för år 2020 (SLU Artdatabanken 2020).

2.3. Forskningsområden

Lokalen för studiens datainsamling var Hornsö ekopark (figur 1) som invigdes år 2004, och kommande information om området hämtas från Ekoparksplan Hornsö (Sveaskog 2008). Ekoparken, inräknad nuvarande reservatsdel, uppgick till 9242 hektar, varav 89 % var produktiv skogsmark. Övrig andel av ekoparken var bergsimpediment, myrimpediment och inägomark. I ekoparken har totalt 700 vedlevande insekter identifierats, varav cirka 230 återfanns på rödlistan år 2020. Ett 50-tal av dessa insekter är även så kallade ansvarsarter för Sverige. Nämnvärt är även att området kring Hornsö fram till 1990-talet var en av de sista lokalerna för den akut hotade vitryggiga hackspetten. Området för ekoparken har genom historien präglats av skogsbränder, vilket bidragit till områdets höga naturvärden. Fastän Hornsöområdet med detta sagt kan antas vara förhållandevis orört är detta inte fallet. Flertalet antropogena aktiviteter har ägt rum fram till idag. Exempel från de senaste 200–300 åren är veduttag för järnmalmsframställning, svedjebruk, samt virkesuttag under en framväxande sågverksindustri. Sammanfattningsvis har området påverkats av människan under lång tid parallellt med utvecklingen av dagens industriella produktionsskogsbruk.



Figur 1. Geografisk position för Ekopark Hornsö samt referensområde Hälleskog i förhållande till Kalmar, som utgör närmaste större stad.

Referensområdet till ekopark Hornsö är konventionell produktionsskog i Hälleskog. Området dominerades av produktionsskog, och hänsynsområdena uppgick till 6 % av den totala arealen på 9100 hektar. I enlighet med tabell 1 bedömdes de abiotiska förutsättningarna för såväl Hornsö som Hälleskog som likvärdiga gällande medeltemperatur, årlig nederbörd samt topografi. Både Hornsö och Hälleskog låg i Kalmar län, och avståndet mellan dem var cirka 30 km fågelvägen (tabell 1; Larsson Ekström et al. 2021).

Tabell 1. Sammanställning av geografiskt läge, grundläggande klimatförutsättningar samt areal produktion respektive hänsyn. Areal avser all produktiv och icke produktiv skogsmark. Andra arealer avser enbart produktiv skogsmark. Hänsyn delas upp i underkategorierna restaurering, avsättning och skyddad areal. Samtliga siffror hämtas från (Larsson Ekström et al. 2021)

| | Hornsö ekopark | Hälleskog |
|----------------------|----------------------------|-------------------------|
| Koordinater | 57° 00' N; 16° 09' Ö | 56° 50' N; 15° 39' Ö |
| Medeltemperatur (°C) | 7,8 | 7,8 |
| Medelnederbörd (mm) | 513 | 513 |
| Areal (ha) | 9242 | 9144 |
| Produktion (ha) | 4438 (52,5 %) | 8570 (93,7 %) |
| Hänsyn (ha) | 4014 (47,5 %) | 574 (6,3 %) |
| - Restaurering (ha) | 3227 ² (38,2 %) | 124 (1,4 %) |
| - Avsättning (ha) | 485 (5,7 %) | 381 (4,2 %) |
| - Skyddad areal (ha) | 302 (3,6 %) | 69 (0,8 %) |

² Har senare ändrats till 3370 hektar enligt Louise Åkerstedt, miljö- och naturvårdsspecialist, Sveaskog, personlig kommunikation 6/4-2021

Tabell 2 visar ekoparkens tillstånd vid invigningen, vilka ambitioner som fanns gällande restaureringar samt hur den slutgiltiga målbilden såg ut. Specifika naturtyper med höga naturvärden stod arealmässigt inte för den övervägande delen av ekoparkens areal. Dock var restaureringsambitionerna för att nå målbilden höga.

Tabell 2. Samtliga siffror erhålls direkt från Hornsö ekoparksplan (Sveaskog 2008). Ursprungliga ekologiska målbilder för ekopark Hornsö. Tabellen visar andelen naturvärden samt andelen naturvårdsareal som kommer att tas i anspråk för att restaurera respektive naturtyp. Den totala naturvårdsarealen i ekopark Hornsö är 61 % när andelen naturvårdsskogar (51 %) summeras med andelen naturhänsyn som kommer att lämnas i ekoparkens produktionsskogar

| Naturtyper | Vid ekoparkens invigning 2004 (%) | Restaurering (%) | Framtida målbild (%) | Kommentar |
|------------------|--------------------------------------|---------------------|-------------------------|---|
| Tallnaturskog | 3 | 17 | 20 | Tre kärnområden för tall om totalt 1100 hektar |
| Lövnaturskog | 1 | 9 | 10 | Tre kärnområden för björk om totalt 540 hektar |
| Ädellövnaturskog | 1 | 7 | 8 | Tre kärnområden för ek samt ett för bok om totalt 2180 hektar |
| Grannaturskog | 0 | 2 | 2 | Fri utveckling |
| Naturresevat | 11 | --- | 11 | Ytterligare reservatsareal finns, ingår dock ej i ekoparksplanen |
| Summa | 16 | 35 ³ | 51 | |
| Produktionsskog | 84 | -35 | 49 | Förstärkt naturhänsyn i alla produktionsbestånd för att gynna bl.a. insekter och fåglar |

³ Har senare ändrats till 40 % enligt Louise Åkerstedt, miljö- och naturvårdsspecialist, Sveaskog, personlig kommunikation 6/4-2021

2.4. Insamling av insekter

Den första insamlingen av insekter för denna studie gjordes år 2011, sju år efter ekoparkens etablering år 2004. Andra insamlingen av insekter ägde rum år 2020. Insektsinventeringarna för projekt Effekt 20 pågår i tre års tid, med uppehåll i sju år, för att sedan göra nästa treåriga omdrev. Inventeringarna skedde med insektsfällor utplacerade i ekoparkerna samt i respektive ekoparks referensområde.

Tjugosex provpunkter skapades i både ekopark samt respektive referensområde. Då färsk stubbar attraherar ett stort antal vedlevande insekter bestod varje provpunkt av två stycken 2,5 meter höga stubbar – en tall och en björk – som skapades 2011 och 2020. Diameterkravet för stubbarna var 15–30 cm. Stubbarna frihögs om så behövdes för att under sommaren bli solbelysta dagtid. Varje provpunkt bedömdes täcka en kvadratkilometer vardera. Med två insektsfällor på varje högstubbe har totalt fyra fällor, som regelbundet vittjas sommartid, placerats på varje provpunkt. De två fällorna per högstubbe placerades 1,1 respektive 1,6 meter ovan marknivå och utgjordes av folieformar fyllda med propylenglykol, vatten och lite diskmedel. Direkt ovanför formarna fästes plexiglasskivor vinkelrätt ut från stammen. Fällorna ska vara iordningställda senast 30 maj för att sedan vara aktiva under juni och juli.

2.5. Dataunderlag och analyser

Med data från både ekopark och referensområde (konventionell produktionsskog) blev data vetenskapligt jämförbart och kunde med statistiska analyser ge indikation på hur väl ekoparkerna fungerar i naturvårdande syfte med avseende på långhorningar (Sveaskog u.å.[c]). Data tillhandahölls i form av Excel-filer (Office 2016) med insamlade insekter för respektive område (ekopark och referensområde). Data var uppdelat i abundans per långhorningsart per provpunkt, och data för varje provpunkt utgjordes av total abundans av långhorningar från båda stubbarna.

Insamlat data antogs vara oberoende av varandra. Obehandlade data i ursprunglig form behandlades med hjälp av aggregerings-funktionen i R (version 3.6.3.) (R Core Team 2021). Aggregeringen skedde för abundans per landskap (ekopark och referensområde), plot, samt år (2011 och 2020). Detta gav diskret data med total långhorningsabundans per provpunkt för respektive år samt område. För att behandla data avseende artrikedom användes plyr- samt dplyrpaketet (Wickham 2011; Wickham et al. 2021) i R för att skapa dataset med artrikedom per plot, område och år. R användes vidare för att med boxplot-funktion illustrera

abundans och artrikedom för varje område samt för respektive år. Venndiagram för artrikedom samt rödlistad artrikedom gjordes med hjälp av venndiagram-funktion för respektive område och år för att illustrera artsamhällen.

MASS-biblioteket (Ripley et al. 2021) användes. GLM (Generalized linear model) användes för att testa abundans och artrikedom per provpunkt. Förklarande variabler som testades var område, år och deras interaktion. Endast signifikanta termer (signifikansnivå $p = 0.05$) togs med i modellen. Interaktionstermen var dock ej signifikant och togs bort från modellerna. Eftersom responsdata var count-data och ej normalfördelat testades först poisson-fördelning i modellerna. Modellerna utvärderas genom att studera residualplottar för att säkerställa uppfyllandet av generella antaganden för modellen. Med Q-Q-plot kontrollerades om varians som ej förklaras av modellen var normalfördelat. Residuals vs Fitted-plot studerades för att säkerställa så att variansen var konstant och inte heteroskedastisk. Om residualavvikelser för testad GLM-modell med poissonfördelning var för stora mot frihetsgraderna provades i stället GLM-modell med negativ binomialfördelning. GLM-modell med poissonfördelning valdes för att modellera artrikedom med område och år som förklarande variabler. GLM-modell med negativ binomialfördelning valdes för att modellera abundans med område och år som förklarande variabler.

Dataset med 2020 års rödlista lades samman med datasetet för insamlade insekter med hjälp av left join-funktion i dplyr-paketet (Wickham et al. 2021). Då data för rödlistad abundans respektive artrikedom blev för begränsat med många nollvärden var detta inte lämpligt att analysera. I stället översattes aggregerade diskret count-data till binomiala data, om rödlistad art påträffats eller ej i varje provyta. Detta jämfördes mellan ekopark 2011 och ekopark 2020, då referensområde hade för mycket nollvärden för att vara analyserbart. För denna GLM-modell blev den förklarande variabeln respektive år i ekoparken.

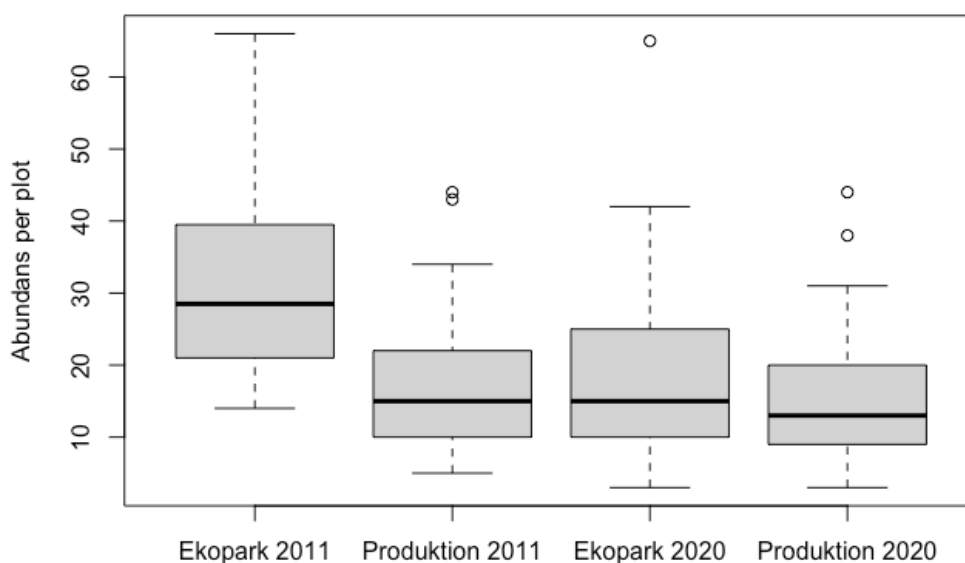
3.Resultat

Totalt innehöll datasetet med insamlade insekter 49 olika långhorningsarter samt 2119 individer. Totalt 9 rödlistade långhorningsarter hittades vid studien (tabell 6).

Inget områdes artrikedom eller abundans förändrades signifikant annorlunda från det andra området från 2011 till 2020. Interaktionstermen som provades var således ej signifikant.

Abundans av långhorningar

Resultatet från GLM-modellen för abundans i tabell 3 visar att produktionslandskap (referensområde Hälleskog) generellt uppvisar signifikant lägre abundans oberoende av år. Modellen visar även att abundansen har sjunkit signifikant år 2020, oberoende av landskap. Hur abundansen varierar över landskap och tid går att se i figur 2.



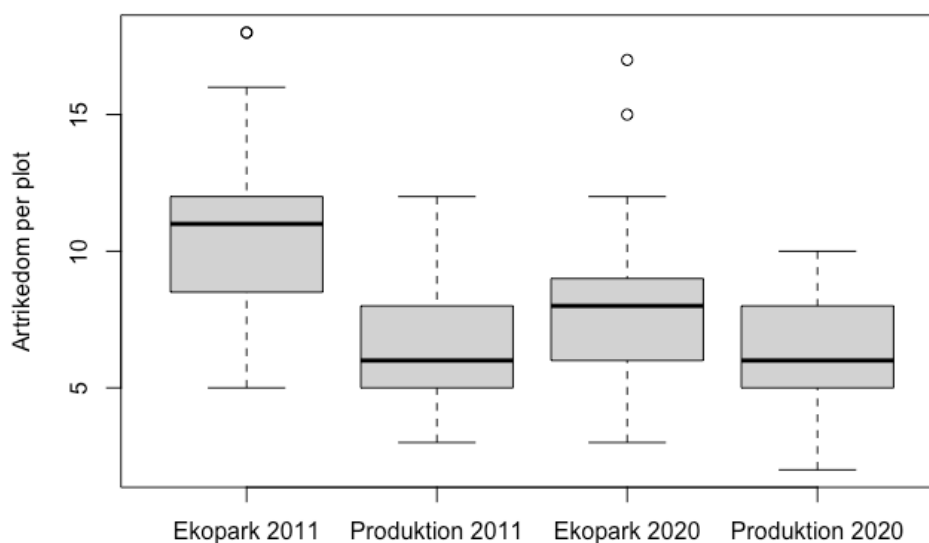
Figur 2. Lådagram på abundans per provpunkt år 2011 och 2021 för Ekopark Hornsö (Ekopark) och referensområde Hälleskog (produktion). Lådan motsvarar 50 % av observationerna, och dess övre och undre kant utgör första respektive tredje kvartil. Streckade linjer binder ihop lådan med maximi/minimi-värden. Heldragen svart linje är median. Små ihåliga cirklar utgör extremvärden.

Tabell 3. Resultat från negativ binomial GLM-modell för abundans beroende på område (Ekopark eller referensområde) och år (2011 och 2020). Där produktion = referensområde Hälleskog

| | Estimate | Std. Error | Z-Value | Pr(> z) |
|-------------|----------|------------|---------|----------|
| (Intercept) | 3.35385 | 0.09436 | 35.543 | < 2e-16 |
| Produktion | -0.35159 | 0.10902 | -3.225 | 0.00126 |
| År 2020 | -0.31911 | 0.10900 | -2.928 | 0.00342 |

Artrikedom av långhorningar

Resultatet från GLM-modellen för artrikedom i tabell 4 visar att produktionslandskap (referensområde Hälleskog) generellt uppvisar signifikant lägre artrikedom oberoende av år. Modellen visar även att artrikedomen har sjunkit signifikant år 2020, oberoende av landskap (ekopark eller referensområde Hälleskog). Hur artrikedomen varierar över landskap och tid går att se i figur 3.



Figur 3. Lådagram för artrikedom per provpunkt år 2011 och 2020 för Ekopark Hornsö (Ekopark) och referensområde Hälleskog (produktion). Lådan motsvarar 50 % av observationerna, och dess övre och undre kant utgör första respektive tredje kvartil. Streckade linjer binder ihop lådan med maximi/minimi-värden. Heldragen svart linje är median. Små ihåliga cirklar utgör extremvärden.

Tabell 4. Resultat från GLM-modell med Poissonfördelning för artrikedom beroende på område (Ekopark eller referensområde) och år (2011 och 2020). Där produktion = referensområde Hälleskog

| | Estimate | Std. Error | Z-value | Pr(> z) |
|-------------|----------|------------|---------|----------|
| (Intercept) | 2.35197 | 0.05653 | 41.604 | < 2e-16 |
| Produktion | -0.34580 | 0.07120 | -4.858 | 1.19e-06 |
| År 2020 | -0.22625 | 0.07051 | -3.209 | 0.00133 |

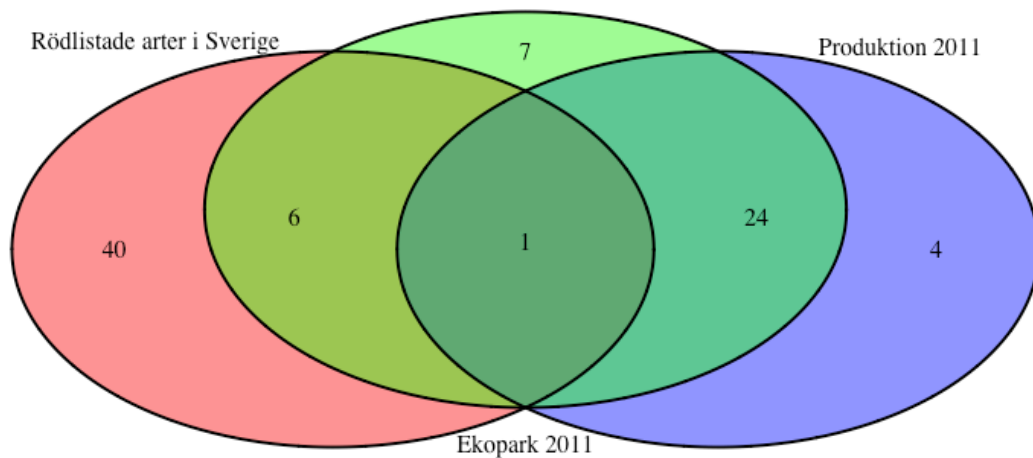
Rikedom av rödlistade arter i Hornsö ekopark

Resultat från GLM-modellen för binomial-regression indikerar en lägre förekomst av rödlistade arter i ekopark Hornsö 2020 jämfört med 2011. Då $P = 0,064$ överstiger signifikansnivån $p = 0,05$ är skillnaden dock ej signifikant och kan bero på slump (tabell 5).

Tabell 5. Resultat från GLM-modell med binomialfördelning för om provytor i ekopark Hornsö 2011 respektive 2020 har eller inte har rödlistad art

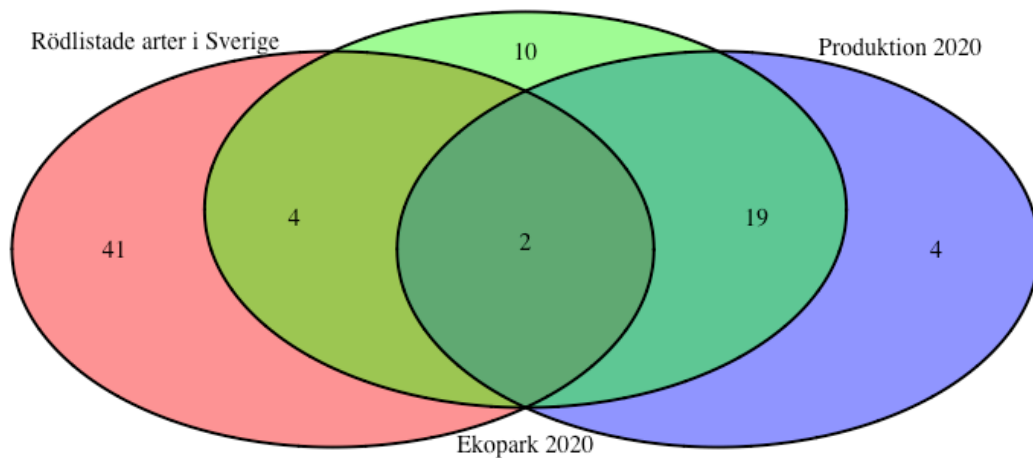
| | Estimate | Std. Error | Z-Value | Pr(> z) |
|-----------|----------|------------|---------|----------|
| Intercept | 1.3350 | 0.5026 | 2.656 | 0.00791 |
| År 2020 | -1.1809 | 0.6383 | -1.850 | 0.06430 |

Totalt 25 (60 %) arter hittades i både ekopark och referensområde 2011 (figur 4). Totalt 13 arter återfanns unikt för Hornsö, medan 4 arter återfanns unikt för produktionsskogen. Antal arter totalt var 29 i Hälleskog och 38 i Hornsö. Inga rödlistade arter återfanns unikt för produktionsskogen 2011, medan rödlistade arter återfanns unikt för ekoparken 2011. I figuren visas även att av de 47 rödlistade långhorningar som finns i Sverige, återfanns 7 av dem 2011. Av dessa var 6 unika för ekoparken medan den sjunde rödlistade arten återfanns i både ekopark och produktionsskog.



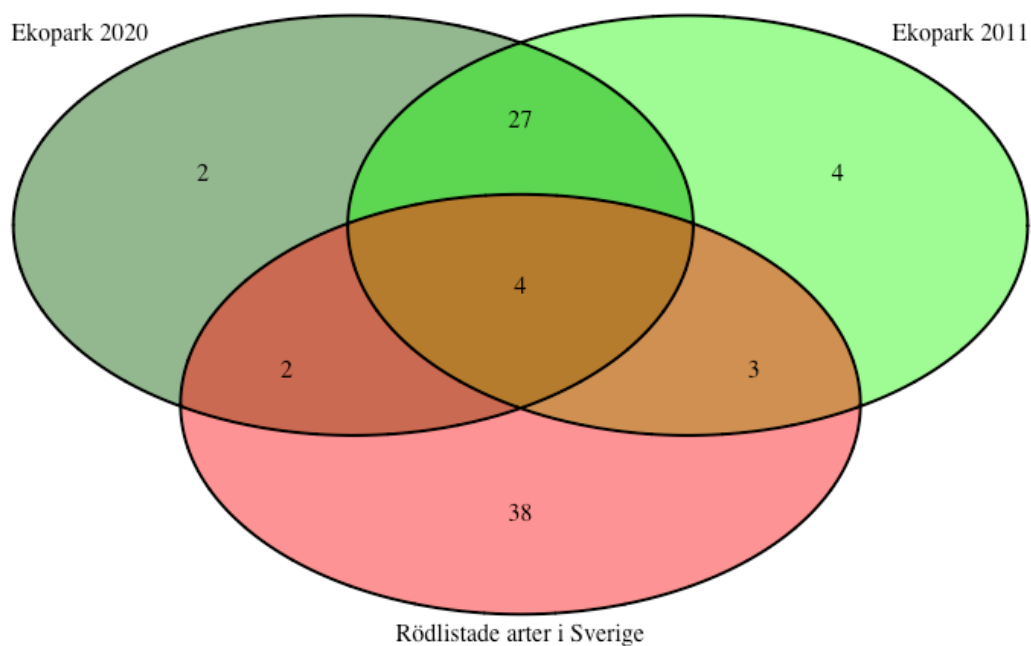
Figur 4. Antal unika långhorningsarter för studien funna i referensområde Hälleskog 2011 (blå), Hornsö ekopark 2011 (grön), antal arter som för studien funnits i båda områdena 2011 (deras överlapp), samt hur många långhorningsarter i respektive område som återfinns på 2020 års rödlista (överlapp med röd cirkel). Röd cirkel representerar listan med alla rödlistade långhorningsarter i Sverige.

Totalt 21 (54 %) arter hittades i både ekopark och referensområde 2020 (figur 5). Totalt 14 arter återfanns unikt för Hornsö, medan 4 arter återfanns unikt för produktionsskogen. Antal arter totalt var 25 i Hälleskog och 35 i Hornsö. Inga rödlistade arter återfanns unikt för produktionsskogen 2020, medan rödlistade arter återfanns unikt för ekoparken 2020. I figuren visas även att av de 47 rödlistade långhorningar som finns i Sverige, återfanns 6 av dem 2020. Av dessa var 4 unika för ekoparken medan de två kvarvarande återfanns i både ekopark och produktionsskog.



Figur 5. Antal unika långhorningsarter för studien funna i referensområde Hälleskog 2020 (blå), Hornsö ekopark 2020 (grön), antal arter som för studien funnits i båda områdena 2020 (deras överlapp), samt hur många långhorningsarter i respektive område som återfinns på 2020 års rödlista (överlapp med röd cirkel). Röd cirkel representerar listan med alla rödlistade långhorningsarter i Sverige.

I figur 6 illustreras antal långhorningsarter för Ekopark Hornsö 2011 och 2020. År 2011 fanns totalt 7 rödlistade arter i parken, varav 4 även återfanns 2020. Tillsammans med de 2 ytterligare rödlistade arter som fanns 2020 innebär det att totalt 6 rödlistade arter fanns i ekoparken 2020 jämfört med 7 arter 2011. Detta betyder samtidigt att de 3 rödlistade arterna 2011 är andra arter än de 2 som fanns 2020. Gällande artsamhällen över tid från 2011 till 2020 var gemensamt antal arter för ekoparken vid båda tidpunkterna 31 (74 %). Se tabell 6 för precisering av vilka rödlistade arter som återfunnits de olika åren.



Figur 6. Antal unika långhorningsarter för studien funna i Hornsö ekopark 2011 (ljusgrön cirkel), Hornsö ekopark 2020 (mörkgrön cirkel), antal arter som för studien funnits i båda områdena (deras överlapp), samt hur många arter i respektive område som återfinns på 2020 års rödlista (överlapp med röd cirkel). Röd cirkel representerar listan med alla rödlistade långhorningsarter i Sverige.

I tabell 6 listas rödlistade långhorningsarter som för studien återfunnits i ekopark Hornsö 2011, 2020 eller båda åren. Rödlistningskategori, kriterium för rödlistning samt artens landskapstyp enligt SLU Artdatabanken (2020) visas också. Alla tre rödlistade arter som för studien återfanns i referensområdet Hälleskog återfanns även i ekopark Hornsö 2011 alternativt 2020. Hårig blombeck, smalvingad blombeck, raggbeck samt ekgetingbeck återfanns såväl 2011 som 2020. De rödlistade arter som enbart fanns 2011 var sexfläckig blombeck, ekgrenbeck samt grön aspvedbeck. Bandad skulderbeck och mörk spegelbeck fanns enbart 2020. I tabell 7 återges de tre rödlistade arter som fanns i Hälleskog. Hårig blombeck var den enda 2011, och 2020 fanns bandad skulderbeck samt ekgetingbeck.

Tabell 6. Rödlistade arter för studien återfunna i Hornsö ekopark med deras respektive rödlistningskategori, kriterium till rödlistning samt arternas landskapstyp enligt SLU Artdatabanken (2020)

| Område och år | Latinskt namn (auktor år) | Svenskt namn | Rödlistningskategori, (kriterium för rödlistning) samt [arternas landskapstyp] |
|----------------------|---|---------------------|--|
| Hornsö 2011 och 2020 | <i>Etorofus pubescens</i> (Fabricius 1787) | Hårig blombeck | NT, (B) samt [S] |
| Hornsö 2011 och 2020 | <i>Strangalia attenuata</i> (Linné 1758) | Smalvingad blombeck | NT, (B) samt [JS] |
| Hornsö 2011 och 2020 | <i>Tragosoma depsarium</i> (Linne 1767) | Raggbeck | VU, (B) samt [S] |
| Hornsö 2011 och 2020 | <i>Xylotrechus antilope</i> (Schönherr 1817) | Ekgetingbeck | NT, (B) samt [JS] |
| Hornsö 2011 | <i>Anoplodera sexguttata</i> (Fabricius 1775) | Sexfläckig blombeck | NT, (B) samt [JS] |
| Hornsö 2011 | <i>Exocentrus adspersus</i> (Mulsant 1846) | Ekgrenbeck | NT, (B) samt [JS] |
| Hornsö 2011 | <i>Saperda perforata</i> (Pallas 1773) | Grön aspvedbeck | NT, (AB) samt [JS] |

| | | | |
|-------------|---|-----------------------|-------------------|
| Hornsö 2020 | <i>Pachyta lamed</i> (Linné 1758) | Bandad skulderbock | NT, (B) samt [S] |
| Hornsö 2020 | <i>Poecilium pusillum</i> (Fabricius 1787) | Mörk spegelbock | VU, (B) samt [JS] |

Tabell 7. Rödlstade arter för studien återfunna i referensområde Hälleskog med deras respektive rödlistningskategori, kriterium till rödlistning samt arternas landskapstyp enligt SLU Artdatabanken (2020)

| Område och år | Latinskt namn | Svenskt namn | Rödlistningskategori, (kriterium för rödlistning) samt [arnas landskapstyp] |
|----------------|---|-----------------------|---|
| Hälleskog 2011 | <i>Etorofus pubescens</i> (Fabricius 1787) | Hårig blombock | NT, (B) samt [S] |
| Hälleskog 2020 | <i>Pachyta lamed</i> (Linné 1758) | Bandad skulderbock | NT, (B) samt [S] |
| Hälleskog 2020 | <i>Xylotrechus antilope</i> (Schönherr 1817) | Ekgetingbock | NT, (B) samt [JS] |

4. Slutsats och diskussion

4.1. Artrikedom och abundans

Målet med ekoparkskonceptet är naturvård, och de aktiva restaureringsåtgärder som utförs ska enligt flertalet studier ha betydelse för dödvedberoende skalbaggar. Hypotesen var därför att ekopark Hornsö skulle uppvisa högre artrikedom 2020 jämfört med 2011. Studien finner inga evidens för att detta stämmer, och därmed förkastas den delen av hypotesen. Däremot stämmer hypotesen gällande att artrikedomen för långhorningar förväntades vara högre i ekoparken än i referensområdet.

Nästa del av hypotesen berör abundansen för långhorningar som förväntades vara högre i ekoparken vid 2020 års inventering jämfört med 2011 i samma ekopark. Detta antagande har visats vara felaktigt. Generellt sett har abundansen *minskat* signifikant från 2011 till 2020, vilket då även gäller för ekoparken. Däremot var långhorningsabundansen generellt lägre i referensområdet jämfört med ekoparken, vilket bekräftar den delen av hypotesen.

4.2. Rödlistade arter och artsamhällen

Beträffande rödlistade långhorningsarter antogs hypotesen att ekoparken med tiden skulle inhysa fler än referensområdet. Studien finner inga evidens för någon ökning över tid. Förändringen som skett indikerar snarare en nedgång från 2011 till 2020. Denna nedgång är ej signifikant, men väldigt nära. Hur som helst tyder inget på ökad sannolikhet att finna rödlistade arter över tid, och därmed förkastas hypotesen i nuläget. Data med rödlistade arter innehöll många nollvärden, vilket inte behöver anses särskilt förvånande med tanke på att rödlistade arter av uppenbara skäl inte existerar i omfattande utsträckning.

Beträffande artsamhällen återfanns i ekoparken 31 (74 %) av arterna både 2011 och 2020 (figur 6). I ekoparken 2011 återfanns 7 (16 %) arter som ej återfanns 2020. I ekoparken 2020 återfanns 4 (10 %) arter som ej återfanns 2011. Någon

avsevärd förändring av artsamhällen i ekoparken från 2011 till 2020 går således ej att identifiera.

Angående tabell 6 är det nämnvärt att samtliga rödlistade långhorningsarter som vid något tillfälle återfunnits i ekoparkerna är landskapsklassificerade efter samma klass, fetstilt [S]. Detta betyder att skogslandskap är viktigt och huvudsakligt habitat för dem. Samtliga är även rödlistade av samma orsak (B), nämligen försämrade habitatförutsättningar. Rödlistans kriterium B innebär enligt SLU Artdatabanken (2020) att utbredningsområde/förekomstarea ligger under bestämda gränsvärden beroende på kategori i rödlistan, samt att ytterligare minst 2 kriterier måste uppfyllas. Se bilaga 3 från SLU Artdatabanken (2020) för fullständig förklaring av B-kriteriet. Nämnvärt är även att ekopark och referensområde vid både 2011 och 2020 har över 50 % av arterna gemensamt. Dock har ekoparken vid båda tillfällena en beaktansvärd större andel unika arter.

Med detta resonemang finns indikationer på att ekopark Hornsö hyser särskilda habitatförutsättningar för en ej obetydlig andel av dessa långhorningar. Med tanke på FN:s klimatmål 15 (Förenta Nationerna 2021) som syftar till att hejda förlusten av biologisk mångfald kan ekoparkens värde då poängteras, i synnerhet för de rödlistade långhorningar som enbart återfanns i ekoparken vid studien. Detta bygger dock inte på något statistiskt test, och ska ses som reflektioner.

4.3. Avslutande diskussion

Studien omfattar enbart en ekopark, ett referensområde och har endast data från två år – 2011 samt 2020. Säkrare slutsatser kräver att fler ekoparker och referensområden involveras, samt att uppföljningar görs löpande för att kunna identifiera om skillnader uppstår över tid. De tidsmässiga och geografiska avgränsningarna i studien skapar viss osäkerhet kring externa faktorerers påverkan.

4.3.1. Väder

En tänkbar orsak kan vara väder, detta eftersom regniga perioder under sommarmånaderna bidrar till kraftigt minskad flygaktivitet hos långhorningarna (Hekkala 2021⁴). Om det regnade mycket då insektsfällorna var aktiva i juni och juli 2011 eller 2020 kan det ha bidragit till missvisande resultat redan vid insamling av rådata. Enligt års- och månadsstatistik från SMHI (u.å.) uppmättes nederbördsmängden för juni 2011 till 46 mm och juni 2020 till 42 mm (se bilaga 1). Periodernas nederbörd skiljer sig således ej nämnvärt från varandra eller från normalperiodens 39 mm. Antal nederbördsdagar var 30 stycken sammanlagt i juni

⁴ Anne-Maarit Hekkala, forskare/handledare, SLU, personlig kommunikation 29/3–2021

och juli 2011 jämfört med 27 stycken i juni och juli 2020, och skilde sig således knappt. Globalinstrålningen skilde sig knappt mellan åren. Nederbördsmängden juli 2011 (120 mm) och juli 2020 (51 mm) skiljer sig dock åt betydande från varandra. Normal nederbörd för denna period är 60 mm. Då det i juli 2011 kom avsevärt mycket mer regn än juli 2020 talar det för att flygaktiviteten borde vara lägre under juli 2011. Att 2011 skulle haft fördelaktigare väder för långhorningar än 2020 – och därför givit den större abundans och artrikedom som studien påvisar – bör då ej misstänkas. Vädret tycks ur nederbördsaspekt snarare varit ogynnsammare för långhorningar 2011 än 2020.

Det enda väderrelaterade som eventuellt kan ligga bakom en del av resultaten är medeltemperaturen för juli 2011. Solexponerade träd och varmt mikroklimat är fördelaktigt för långhorningar (Ehnström 2007), och även globalt varmare klimat har visats inverka positivt på dödvedberoende skalbaggar generellt (Müller et al. 2015). Jämfört med normalperiodens förväntade 16,4°C uppmättes 17,5°C denna period, vilket jämfört med samma period 2020 var mer än en grad varmare (16,4°C). Den högre medeltemperaturen i juli 2011 kan därmed vara en förklaring till att resultatet pekar på generellt högre långhorningsförekomst 2011. Tyvärr motsägs vädrets påverkan som bekant av den rikliga nederbörden i juli 2011, och här finns utrymme för vidare forskning kring vädret som extern faktor.

4.3.2. Utspädningseffekt

Både artrikedom och abundans var generellt signifikant högre i ekopark jämfört med referensområde. Dock finns en potentiell utspädningseffekt med avseende på redan tillgänglig substratmängd att ha i åtanke när resultatet utvärderas. I det konventionellt brukade referensområdet är substrattillgången avseende död ved generellt lägre. Två högstubbar kan där vara mer eftertraktade med tanke på den i övrigt låga substrattillgången. I ekoparken finns däremot en större mängd samt variation av död ved, och även en större mångfald av trädslag. Där kan två högstubbar stå för en lägre andel av den redan befintliga substratmängden, och kan då ha lägre potential till att locka till sig insekter. Med andra ord kan en tänkbar utspädningseffekt ske. Med detta i åtanke kan resultatet från studien ha påverkats av denna effekt. Med tanke på metodval för att locka insekter kan det misstänkas att en mängd insekter i ekoparken inte syns i datamängden då de i själva verket befinner sig någon annanstans i den redan stora substratmängden. I bilaga 2 syns skillnader i inventerad mängd samt variation av död ved. Skillnad i variation av levande träd kan också utläsas i bilaga 2. En studie av Larsson Ekström et al. (2021) fann att diversiteten av död ved är positivt relaterad till artrikedom och abundans av dödvedberoende skalbaggar, vilket antyder att inventeringsmetoden kan ge ett missvisande resultat då spannet av långhorningars substratpreferenser omfattar mer än enbart högstubbar av tall och björk.

4.3.3. Åtgärdshistorik

Samtliga uppgifter om Sveaskogs åtgärdshistorik i Ekopark Hornsö erhöles muntligt från Åkerstedt (2021⁵). Åtgärder har utförts sedan 2008 och omfattar en total areal om 4000 hektar (ha). Naturvårdande skötselåtgärder (NS) uppgår till cirka 1300 ha. NS-åtgärder kategoriseras vidare enligt utglesning och frihuggning, vilka utgör 750 respektive 500 ha. Vid dessa åtgärder tillskapas stora mängder död ved i form av högstubbar, kvarlämnande av fällda träd samt genom att vissa träd skadas för att dö långsamt. Avverkning och gallring uppgår till 2600 ha, varav gallring – 2300 ha – utgör störst totalandel. Merparten av de högsta årliga arealerna som antingen avverkats eller gallrats återfinns för åren 2010 till 2017. Arealuppgifter om bränning saknas, men bränningar har genomförts vartannat år från 2008 till 2014. Ytterligare en bränning planeras till sommaren 2021 efter 7 års uppehåll.

Hittills utförda naturvårdsåtgärder i ekoparken ger enligt kartmaterial ett visuellt intryck av viss fragmentering på landskapsnivå. De områden som hittills åtgärdats är tämligen små samt utspridda över ekoparken, och omges även av stora arealer där naturvårdsinsatser ej utförts. Då habitatfragmentering och otillräcklig landskapskonnektivitet utgör bland de största hoten mot flertalet arters existens (Fischer & Lindenmayer 2007), finns högst troligt ett behov av att skapa större sammanhängande områden med möjliga spridningsvägar för att uppnå önskvärd effekt på landskapsnivå. En tänkbar förklaring till att Ekopark Hornsö avseende långhorningar ej uppvisar högre artrikedom eller abundans år 2020 jämfört med 2011 kan därmed vara att NS-åtgärder hittills genomförts i för liten och fragmenterad omfattning.

I Ekopark Hornsö utgörs närmare 3400 ha av restaureringsareal (tabell 1). Hittills utförda restaureringsåtgärder (NS) uppgår till cirka 1300 ha, vilket utgör nära 40 % av restaureringsarealen. Detta lämnar resterande 60 % som ej åtgärdade ännu. Huruvida den ej åtgärdade NS-arealen utgör en begränsning avseende ekoparkens fulla funktionalitet är oklart. Ett rimligt antagande är dock att ytterligare potential finns gällande högre naturvärden, förutsatt att NS-åtgärder genomförs. Då skogsbruket över tid bidragit till att förändra skogens naturliga struktur och succession (Cyr et al. 2009) – samt att brukandet resulterat i försämrad kvalitet, variation samt lägre förekomst av död ved (Ehnström 2007; Sandström et al. 2019; Siitonen 2001) – är det rimligt att även återskapande av naturvärden kräver tid. Sammantaget tyder detta på att ytterligare naturvårdspotential finns, samt att den i ekologiska sammanhang begränsade tid som passerat sedan Ekopark Hornsö invigdes kan förklara varför artrikedom och abundans avseende långhorningar inte ökat från inventeringen 2011 till inventeringen 2020. Det är således intressant

⁵ Louise Åkerstedt, miljö- och naturvårdsspecialist, Sveaskog, personlig kommunikation 30/3–2021

hur ekoparkens ekologi i stort, och långhorningar i synnerhet, kommer påverkas i takt med att restaureringarna fortskrider. Denna fråga finns det potential att fortsättningsvis följa upp.

Flertalet aspekter tyder på att Sveaskogs kontinuerligt utförda NS-åtgärder gällande bränning samt skapande av död ved överensstämmer väl med slutsatser från tidigare studier om behovet av aktiv och kontinuerlig restaurering. Restaurering med ökande mängd död ved genomförs i syfte att efterlikna en mer naturtrogen struktur, vilket Halme et al. (2013) förespråkar. Än viktigare är att abundans och artrikedom av vedlevande skalbaggar – däribland långhorningar – påverkas positivt av åtgärder som skapar död ved (Sandström et al. 2019), vilket stärker indicierna för att NS-åtgärderna på sikt bör vara till långhorningarnas fördel. Den sammanvägda bedömningen stärker därmed hypotesen att ekoparkerna successivt bör uppvisa signifikant högre abundans samt artrikedom avseende långhorningar. Då resultatet i denna studie ej tyder på att så är fallet kan hypotesen med fördel vara ämne för framtida forskning att följa upp.

Referenser

- Angelstam, P. & Bergman, P. (2004). Assessing Actual Landscapes for the Maintenance of Forest Biodiversity: A Pilot Study Using Forest Management Data. *Ecological bulletins*, (51), 413–425. <http://www.jstor.org/stable/20113326>
- Buse, J., Ranius, T. & Assmann, T. (2008). An Endangered Longhorn Beetle Associated with Old Oaks and Its Possible Role as an Ecosystem Engineer. *Conservation biology*, 22 (2), 329–337. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00880.x>
- Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y. & Carcaillet, C. (2009). Forest Management Is Driving the Eastern North American Boreal Forest outside Its Natural Range of Variability. *Frontiers in ecology and the environment*, 7 (10), 519–524. <https://doi.org/10.1890/080088>
- Ehnström, B. (2007). *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. [CY 91], Skalbaggar. Långhorningar: Coleoptera: Cerambycidae*. Uppsala: Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological Bulletins*, (46), 16–47. <https://www.jstor.org/stable/20113207> [2021-03-14]
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis. *Global ecology and biogeography*, 16 (3), 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Förenta Nationerna (2021). *Ekosystem och biologisk mångfald*. <https://fn.se/wp-content/uploads/2018/06/M%C3%A5-15.pdf> [2021-04-02]
- Halme, P., Allen, K.A., Auniņš, A., Bradshaw, R.H., Brūmelis, G., Čada, V., Clear, J.L., Eriksson, A.-M., Hannon, G., Hyvärinen, E., Ikauniece, S., Iršėnaitė, R., Jonsson, B.G., Junninen, K., Kareksela, S., Komonen, A., Kotiaho, J.S., Kouki, J., Kuuluvainen, T., Mazziotta, A., Mönkkönen, M., Nyholm, K., Oldén, A., Shorohova, E., Strange, N., Toivanen, T., Vanha-Majamaa, I., Wallenius, T., Ylisirniö, A.-L. & Zin, E. (2013). Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biological conservation*, 167, 248–256. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.029>

- Hekkala, A.-M., Päätaalo, M.-L., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. (2014). Restoration of Young Forests in Eastern Finland: Benefits for Saproxyllic Beetles (Coleoptera). *Restoration ecology*, 22 (2), 151–159. <https://doi.org/10.1111/rec.12050>
- 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>
- Jonsson, B., Kruys, N. & Ranius, T. (2005). Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39 (2). <https://doi.org/10.14214/sf.390>
- Larsson Ekström, A., Bergmark, P. & Hekkala, A.-M. (2021). Can multifunctional forest landscapes sustain a high diversity of saproxyllic beetles? *Forest ecology and management*, 490, 119107-. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119107>
- Müller, J., Brustel, H., Brin, A., Bussler, H., Bouget, C., Obermaier, E., Heidinger, I.M.M., Lachat, T., Förster, B., Horak, J., Procházka, J., Köhler, F., Larrieu, L., Bense, U., Isacsson, G., Zapponi, L. & Gossner, M.M. (2015). Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxyllic beetles. *Ecography*, 38 (5), 499–509. <https://doi.org/10.1111/ecog.00908>
- Naturvårdsverket (2013). *Åtgärdsprogram för långhorningar i hassel och klen ek, 2013–2017*. (6548). Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6548-5 [2021-03-14]
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/> [2021-04-15]
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D., Hornik, K., Gebhardt, A. & Firth, D. (2021). *Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS*. https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/MASS.pdf?fbclid=IwAR1H211qqFozJmS7EXmIhxgzvrzGZ-7Dhc_Djhb8096cPgWspJccEt815zg [2021-04-15]
- Sandström, J., Bernes, C., Junninen, K., Löhmus, A., Macdonald, E., Müller, J., Jonsson, B.G. & Mukul, S. (2019). Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *The Journal of applied ecology*, 56 (7), 1770–1781. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13395>
- SFS 1979:429. *Skogsvårdslag*. Stockholm: Näringsdepartementet RSL. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/skogsvardslag-1979429_sfs-1979-429 [2021-04-02]

- Siitonen, J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, (49), 11–41
- SLU Artdatabanken (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- SMHI (u.å.). *Års- och månadsstatistik*. <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/ars-och-manadsstatistik> [2021-04-01]
- Sveaskog (2008). *Ekoparksplan Hornsö*. <https://www.sveaskog.se/globalassets/jakt-fiske-och-friluftsliv/ekoparker/ekoparksplanhornso.pdf> [2021-03-14]
- Sveaskog (u.å.[b]). *20 procents naturvårdsareal*. <https://www.sveaskog.se/vart-skogsbruk/vart-naturvardsarbete/20-procents-naturvardsareal/> [2021-03-14]
- Sveaskog (u.å.[c]). *Effekt 20 – en långsiktig investering i naturvård*. <https://www.sveaskog.se/press-och-nyheter/nyheter-och-pressmeddelanden/2020/effekt-20--en-langsiktig-investering-i-naturvard/> [2021-03-14]
- Sveaskog (u.å.[a]). *Våra ekoparker - kombinerar skogsbruk, naturvård och social rekreation*. <https://www.sveaskog.se/vart-skogsbruk/vart-naturvardsarbete/vara-ekoparker/> [2021-03-14]
- Wickham, H. (2011). The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. *Journal of statistical software*, 40 (1), 1–29. <https://doi.org/10.18637/jss.v040.i01>
- Wickham, H., François, R., Henry, L. & Müller, K. (2021). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. Version: 1.0.5. RStudio, . <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr> [2021-04-06]

Bilaga 1

Väderdata från Kalmarområdet under perioden då insektsfällorna var aktiva i juni och juli år 2011 respektive 2020 (SMHI u.å.).

| | 2011 | 2020 | Normalperiod 1961-1990 |
|--|-------|-------|------------------------|
| Juni | | | |
| Globalinstrålning ⁶ (kWh/m ²) | 177,6 | 172,0 | 157,4 |
| Medeltemperatur (°C) | 16,0 | 16,1 | 14,7 |
| Antal nederbördsdagar | 10 | 9 | --- |
| Nederbörd (mm) | 46 | 42 | 39 |
| Juli | | | |
| Globalinstrålning (kWh/m ²) | 134,6 | 149,8 | 146,0 |
| Medeltemperatur (°C) | 17,5 | 16,4 | 16,4 |
| Antal nederbördsdagar | 20 | 18 | --- |
| Nederbörd (mm) | 120 | 51 | 60 |

⁶ För globalinstrålning avses Växjö i stället för Kalmar eftersom detta var närmaste position med tillgängliga data.

Bilaga 2

Alla värden hämtas direkt från Larsson Ekström et al. (2021). Data (medelvärde \pm standardfel givet) på substrat viktiga för långhorningar för ekopark Hornsö samt referensområde Hälleskog.

| | Ekopark Hornsö | Referensområde Hälleskog |
|------------------------------------|----------------|--------------------------|
| Volym död ved (m ³ /ha) | 9.3 \pm 0.6 | 4.4 \pm 0.2 |
| Variation av död ved | 9.5 \pm 0.5 | 7 \pm 0.3 |
| Variation av levande träd | 12.2 \pm 0.4 | 8.3 \pm 0.3 |

Bilaga 3

Definition av kriterium B enligt SLU Artdatabanken (2020). För denna studie om långhorningar är endast de två kategorierna till höger av intresse. Längst till höger är kategori ”Nära hotad” (NT), vilket innebär att arten klassas som rödlistad men ej hotad. Närmast till vänster om denna är kategori ”Sårbar” (VU), vilket innebär att arten bedöms vara såväl rödlistad som hotad.

| | | | | | |
|---|--|---|--|---|---|
| B | Utbredningsområde eller förekomstarea, samt minst 2 av 3 följande underkriterier (a–c) | < 100 km ² < 10 km ² | < 5 000 km ² < 500 km ² | < 20 000 km ² < 2 000 km ² | < 40 000 km ² < 4 000 km ² |
| | a. Kraftig fragmentering eller mycket få lokalområden | =0 | <5 | <10 | <20 |
| | b. Fortgående minskning | | | | |
| | c. Extrema fluktuationer | | | | |