

# Feromonbaserad inventering av eklevande långhorningsarter i fem habitattyper i sydöstra Sverige

Pheromone-based inventory of oakliving longhornspecies in five  
habitats in southeastern Sweden

*Marcus Vestlund*



Självständigt arbete • 15 hp

Alnarp vt 2017

## **Feromonbaserad inventering av eklevande långhorningsarter i fem habitattyper i sydöstra Sverige**

Pheromone based inventory of oakliving longhornspecies in five habitats in southeastern Sweden

*Marcus Vestlund*

**Handledare:** Mikael Molander, SLU, Institutionen för växtskyddsbiologi

**Btr handledare:** Mattias Larsson, SLU, Institutionen för växtskyddsbiologi

**Examinator:** Marie Bengtsson, SLU, Institutionen för växtskyddsbiologi

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** G2E

**Kurstitel:** Kandidatarbete i biologi

**Kurskod:** EX0493

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsår:** 2017

**Omslagsbild:** *Marcus Vestlund*

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** *Cerambycidae, Pyrrhidium sanguineum, Poecilium alni, Poecilium pusillum, Xylotrechus antilope, GROT, feromonfälla, ek, habitat, artbevarande*

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för biosystem och teknolog

# Innehållsförteckning

<b>1 SAMMANFATTNING</b> .....	<b>5</b>
<b>2 ABSTRACT</b> .....	<b>6</b>
<b>3 INTRODUKTION</b> .....	<b>7</b>
3.1 EKENS BETYDELSE FÖR VEDINSEKTER.....	7
3.2 FEROMONBASERAD ÖVERVAKNING AV HOTADE VEDINSEKTER .....	8
3.3 SYFTE .....	9
<b>4 MATERIAL OCH METOD</b> .....	<b>9</b>
4.1 MÅLARTER .....	9
4.1.1 Rödthjon ( <i>Pyrrhodium sanguineum</i> ) .....	10
4.1.2 Ekkvistspegelbock ( <i>Poecilium alni</i> ).....	10
4.1.3 Mörk spegelbock ( <i>Poecilium pusillum</i> ) .....	11
4.1.4 Ekgetingbock ( <i>Xylotrechus antilope</i> ) .....	12
4.1.5 Smalbandad ekbarkbock ( <i>Plagionotus arcuatus</i> ) .....	13
4.2 STUDIEOMRÅDE .....	13
4.3 TIDIGARE FYND AV MÅLARTERNA I SMÅLAND OCH BLEKINGE .....	14
4.4 LOKALKATEGORIER .....	16
4.4.1 Behandlingsytor .....	16
4.4.2 Kontrolllytor .....	17
4.4.3 Nyckelbiotoper .....	18
4.4.4 Hotspots .....	18
4.5 FEROMONFÄLLOR.....	19
4.6 BEARBETNING AV FÅNGSTER.....	21
4.7 STATISTIKA ANALYSER.....	21
<b>5 RESULTAT</b> .....	<b>23</b>
5.1 FÖREKOMST OCH ABUNDANS.....	23
5.1.1 <i>P. sanguineum</i> .....	23
5.1.2 <i>P. arcuatus</i> .....	23
5.1.3 <i>X. antilope</i> .....	24
5.1.4 <i>P. alni</i> .....	24
5.1.5 <i>P. pusillum</i> .....	24
5.2 HABITATJÄMFÖRELSE .....	25
5.2.1 <i>P. sanguineum</i> .....	26
5.2.2 <i>P. arcuatus</i> .....	27
5.2.3 <i>X. antilope</i> .....	28
5.2.4 <i>P. alni</i> .....	29
<b>6 DISKUSSION</b> .....	<b>30</b>
6.1 FÖREKOMST OCH ABUNDANS.....	30
6.2 HABITATJÄMFÖRELSE .....	33
<b>7 SLUTSATS</b> .....	<b>38</b>
<b>8 TACK</b> .....	<b>39</b>

<b>9 REFERENSER.....</b>	<b>40</b>
<b>BILAGA 1 ANTAL <i>P. ALNI</i> PER LOKAL .....</b>	<b>44</b>
<b>BILAGA 2 ANTAL <i>P. SANGUINEUM</i> PER LOKAL .....</b>	<b>45</b>
<b>BILAGA 3 ANTAL <i>P. ARCUATUS</i> PER LOKAL .....</b>	<b>46</b>
<b>BILAGA 4 ANTAL <i>X. ANTILOPE</i> PER LOKAL.....</b>	<b>47</b>
<b>BILAGA 5 ANTAL <i>P. PUSILLUM</i> PER LOKAL .....</b>	<b>48</b>
<b>BILAGA 6 LOKALKOORDINATER.....</b>	<b>49</b>

## 1 Sammanfattning

Det intensifierade skogsbruket under de senaste 70 åren tillsammans med det ökade uttaget av avverkningsrester s.k. GROT (grenar och toppar) för biobränsleproduktion har lett till att ett flertal av Sveriges vedlevande insektsarter idag hotas av bristen på död ved. GROT utgör ett viktigt födo- och föryngringssubstrat för en rad vedlevande arter vilka kräver kontinuerlig tillgång till lämpligt substrat för sin existens. Denna studie undersökte förekomst av långhorningsarterna *Pyrrhidium sanguineum*, *Poecilium alni*, *P. pusillum*, *Plagionotus arcuatus* och *Xylotrechus antilope* i fem olika ekmiljöer i sydöstra Sverige. Detta för att utvärdera dessa miljöers betydelse som habitat för arterna. Jämförelser gjordes mellan behandlingslokaler där skogliga åtgärder nyligen utförts, kontrollområden utan skogliga ingrepp (kantzonlokaler i utkanten av skogsbestånden och skuggiga lokaler inne i bestånden) och två typer av skyddade områden (nyckelbiotoper och hotspotlokaler). Samtliga arter påträffades inom alla habitattyper men behandling var för arterna *P. sanguineum*, *P. alni*, *P. arcuatus* och *X. antilope* den habitattyp som fångade signifikant flest medelantal individer per lokal och dygn. Kantzonlokalerna fångade ett signifikant större antal individer av *P. arcuatus* och *P. alni* än de skuggiga lokalerna och en likadan men ej signifikant trend syntes även för *P. sanguineum* och *X. antilope*. Jämförelsen mellan nyckelbiotop och skuggig visade en signifikant större fångst av *P. alni* i den förstnämnda habitattypen. Hotspotlokalerna fångade signifikant fler individer av *P. arcuatus*, *P. alni* och *X. antilope* än de skuggiga. Arterna gynnas av den rikliga tillgången till färsk död ved på behandlingslokalerna och dessa områden lämpar sig väl som tillfälligt habitat för arterna. Men för att gynna arterna i ett långsiktigt tidsperspektiv så att de skall kunna leva kvar i livskraftiga populationer i produktionsskogarna och i skyddade områden, krävs en kontinuerlig tillförsel av färsk död ved som helst är lokaliserade i ett öppet läge med möjlighet för solljusinstrålning. Åtminstone en del av det GROT som bildas efter skogskötsel bör lämnas kvar tills dess att insekterna har kläckt ut ur veden så att det inte utgör en dödlig fälla. Arbetsinsatser bör även göras för att öppna upp igenvuxna skogsområden så att de utgör mer gynnsamma habitat för arterna. Studien utgör den första feromonbaserade inventeringen av arterna *P. pusillum*, *X. antilope*, *P. alni* och *P. sanguineum* i Småland och Blekinge och är även den första att inhämta feromonbaserad inventeringsdata om förekomsten av arterna *X. antilope* och *P. pusillum* i olika habitattyper. Framtida undersökningar rekommenderas att använda sig av feromonfällor då de utgör enkla och effektiva verktyg för övervakning av specifika insektsarter i naturen.

## 2 Abstract

The intensification of forestry for the past seventy years, along with the increasing extraction of logging residues for biofuel production have led to a number of Swedish wood-dwelling species currently threatened by the lack of dead wood in the landscape. Fresh dead wood in the form of branches and tops are important food and rejuvenation substrates for a range of wood dwelling species that require continuous access to suitable substrate for their existence. This study examined the prevalence of the longhorn species *Pyrrhidium sanguineum*, *Poecilium alni*, *P. pusillum*, *Plagionotus arcuatus* and *Xylotrechus antilope* in five different oak areas in southeastern Sweden. The aim was to evaluate these environments importance as habitat for the species. Comparisons were made between treatment areas where forestry operations recently been conducted, control areas (edge zones on the edge of the forest stocks and shaded areas inside the stock) without forestry interventions, protected areas in the form of keybiotopes and hotspot areas. All species were found in all habitats, for the species *P. sanguineum*, *P. alni*, *P. arcuatus* and *X. antilope* the treatment was the habitat that caught significantly highest average number of individuals per locality and day. The edge zones caught a significantly greater number of individual of *P. arcuatus* and *P. alni* than the shady areas and a similar but non-significant trend was also seen for *P. sanguineum* and *X. antilope*. Comparing the keybiotopes and shaded areas showed a significantly higher catch of *P. alni* in the keybiotopes. The hotspot areas showed a significantly greater catch when compared with the shady areas for the species *P. arcuatus*, *P. alni* and *X. antilope*. The studied species appears to benefit from the abundant availability of fresh dead wood left after forest operations, these areas are well suited as a temporary habitat for the species. To enable viable populations in production forests and protected areas it is required a continuity of fresh dead wood in open areas. Some of the logging residue generated by forest management must be left until the insects have hatched out from the wood, so it doesn't pose an ecological trap. It's also necessary to keep forest areas relatively open. The study is the first pheromone based inventory of the species *P. pusillum*, *X. antilope*, *P. alni* and *P. sanguineum* in Småland and Blekinge, and is also the first to obtain pheromone based inventory data of the existence of the species *X. antilope* and *P. pusillum* in different habitat types. Future investigations are strongly recommended to use pheromone traps as they are simple and effective tools for monitoring specific insect species in the wild.

### **3 Introduktion**

Stora delar av våra skogsområden i Sverige har under det senaste århundradet blivit starkt förändrade vad gäller sammansättning av trädslag, åldersfördelning och struktur (Larsson 2011; Linder 1998). Orsaken är främst införandet av det moderna skogsbruket vilket har medfört att ca 60 % av Sveriges produktiva skogsmark har blivit kalavverkad (Larsson 2011). Detta har i sin tur medfört att den biologiska mångfalden i våra skogar minskar. De främsta bakomliggande faktorerna är förlusten av lämpliga habitat (livsmiljöer) och minskande tillgång på substrat (död ved och gamla träd) (Sandström et al. 2015).

Bristen på död ved i skogsbrukslandskapet är ett av de största hoten mot många skogsarters fortlevnad (Larsson 2011), ca 25 procent av Sveriges rödlistade skogslevande arter är beroende av död ved (Dahlberg & Stokland 2004). Enligt skogsstyrelsens beräkningar har uttaget av avverkningsrester s.k. GROT (grenar och toppar) ökat markant mellan åren 2001-2015 (Skogsstyrelsen 2015) som en följd av ökad efterfrågan på biomassa som resurs för produktion av biobränsle (Ehnström & Axelsson 2002; Webb & Coates 2012), vilket än mer utarmar Sveriges skogar på lämpligt substrat för många arter.

Ett annat hot är övergången från de mer öppna betes och brandpräglade ursprungliga skogarna vi en gång i tiden hade i Europa till dagens alltmer slutna skogsområden, vilket förväntas utgöra ett särskilt hot mot de arter som är knutna till öppna eller halvöppna miljöer (Vera 2000; Nilsson et al. 2006). Död ved i solexponerade lägen är ett viktigt habitat för flertalet insektsarter (Lindhe et al. 2005; Ehnström & Holmer 2007), arterna gynnas av öppna lövskogar med möjlighet för solljusinstrålning (Gärdenfors & Baranowski 1992; Lindhe et al. 2005; Jonsell et al. 1998) speciellt de arter som lever på nyligen döda träd.

#### **3.1 Ekens betydelse för vedinsekter**

Sveriges totala landareal uppgår till 41 miljoner hektar, varav 68 % (28 milj ha) består av skogsmark. Av denna mark utgörs endast 2,1 % utav ädellövträd och 1,1 % av ek. (Sveriges lantbruksuniversitet 2013). Trots den ringa förekomsten är eken näst efter tall och gran det trädslag som har flest rödlistade arter knutna till sig (ca 150 arter) (Larsson 2011) vilket gör den till ett av de viktigaste trädslagen för de s.k. saproxyliciska insekter (arter som åtminstone under någon del av sin livstid är beroende av döda eller döende vedartade växter). Bland de vedlevande insektsarterna finns en stor variation i vilket eksubstrat som föredras. Olika arter utnyttjar olika delar av eken där även ålder, grovlek, mikroklimat och barkstruktur i veden spelar en viktig roll för valet av bo och äggklägningsplats (Ehnström & Holmer 2007).

Ek-GROT (Fig. 1) har en stor betydelse för många långhorningsarter (Coleoptera: Cerambycidae) som yngelsubstrat och födokälla. Under deras aktivitetsperiod som aduler lockar GROT- högarna till sig individer som parar sig på veden och där de senare lägger sina ägg. Alltför ofta tillåts dock inte GROT att ligga kvar på avverkningsområdena tills skalbagarna har kläckt ur veden, utan det fraktas bort och används oftast som biobränsle eller brännved (Hedin et al. 2008). Detta utgör ett hot för de redan sällsynta och sårbara arterna som har svårt att hitta lämpligasubstrat i produktionsskogarna (Sandström et al. 2015).



Figur 1. Nyligen avverkat Ek-GROT upplagt i en hög.  
Foto: Marcus Vestlund.

### 3.2 Feromonbaserad övervakning av hotade vedinsekter

Den stora mängden arter knutna till död ved tillsammans med att övervakningsmetoderna för insekter har varit tidskrävande, kostsamma och ineffektiva har gjort att kunskapen om många arter är bristfällig. För många arter saknas trovärdig data om utbredning och populationstrender vilket gör det svårt att identifiera orsakerna till varför många av arterna minskar i individantal. Feromonbaserad insektsövervakning är en metod som sedan många år tillbaka används för att övervaka och kontrollera skadeinsekter i jordbrukslandskapet (Witzgall et al. 2010), men under senare år har metoden även visat sig vara effektiv vid studier av rödlistade och hotade insektsarter i naturen (Musa et al. 2013). Feromonfällor är konstruerade att endast fånga utvalda arter till skillnad från andra fångstmetoder vilka även till stor del fångar arter som ej är av intresse för undersökningarna. Detta i sin tur bidrar till tids- och kostnadskrävande analyser vilka kan minimeras med feromonbaserad övervakning. Med hjälp av feromonbaserad inventering kan därmed artförekomst och populationsstorlek i olika habitat effektivt jämföras kvantitativt för att utvärdera skillnader och på så vis skaffa den nödvändiga kunskap som behövs för att naturvårdsåtgärder ska kunna vidtas för att säkerställa hotade arters överlevnad.



Feromonbaserade fältstudier av vedlevande långhorningar i Sverige har tidigare framgångsrikt utförts för ett antal olika arter, bl.a. rödhjon (*Pyrrhidium sanguineum*), kvistspegelbock (*Poecilium alni*), vedspegelbock (*Phymatodes testaceus*), mörk spegelbock (*Poecilium pusillum*), ekgetingbock (*Xylotrechus antilope*) och taggbock (*Prionus coriarius*) (Sarac 2016; Backström 2016; Molander in prep.). Men för majoriteten av de vedlevande insektsarterna finns ännu inga identifierade feromoner. En mer omfattande identifiering av artspecifika feromonsubstanser för de arter det är möjligt för skulle kunna leda till att vi i framtiden får en god uppfattning om många arters status i naturen.

### 3.3 Syfte

I detta arbete undersöktes förekomst och populationsstorlek av fem långhorningsarter i fem olika typer av ekmiljöer; ekbestånd där skogliga ingrepp nyligen genomförts, matchande kontrollbestånd utan skogliga åtgärder, kantzoner vid ekbestånd, skyddade områden i skogslandskapet (nyckelbiotoper) samt platser med erkänt höga entomologiska värden knutna till ek (värdekärnor av ek, hotspots). Syftet med studien var att få en uppfattning om var i landskapet arterna uppträder, vilka typer av livsmiljöer som är mest gynnsamma för arterna, om skogliga ingrepp påverkade arterna samt i vilken utsträckning arterna utnyttjar områden som specifikt avsatts för skydd av biodiversitet (nyckelbiotoper och hotspots).

## 4 Material och metod

### 4.1 Målarter

I denna studie undersöktes följande fem arter ur familjen långhorningar: rödhjon (*P. sanguineum*), ekkvistspegelbock (*P. alni*), mörk spegelbock (*P. pusillum*), smalbandad ekbarkbock (*Plagionotus arcuatus*) samt ekgetingbock (*X. antilope*). Samtliga arter lever främst, eller enbart (*P. pusillum* och *X. antilope*), av ek i Sverige. Arterna utnyttjar olika virkesdimensioner (Ehnström & Holmer 2007). Gemensamt för alla arterna är emellertid att de utnyttjar färskt virke som endast är ett till två år gammalt (Palm 1959). Arterna utgör några av de första vedlevande insekterna som koloniserar nyligen död ved. Ekved används både som reproduktionsmaterial och födokälla. Honor och hanar av de olika arterna söker sig till växtmaterialet för att para sig. Troligen lockas de framförallt av doften från värdväxten. Efter parningen lägger honorna sina ägg i barksprickor. Äggen utvecklas snabbt till en larv som borrar sig in till det näringsrika kambiet mellan barken och veden. Senare gnager sig larven vidare in i splintveden där den så småningom förpuppar sig i en kammare. Puppstadiet är kort

och vara oftast bara mellan tio och fjorton dagar. Den nyckläckta skalbaggen gnager sig ut ur veden kort därpå eller stannar kvar i puppkammaren över vintern för att sedan gnaga sig ut under påföljande vår och försommar. Många av arterna anses vara värmekrävande och tycks behöva tillgång till solljus för att trivas (Ehnström & Holmer 2007). Dels är de fullbildade djuren mer aktiva vid högre temperaturer, men kanske krävs också solbelyst ved för att larverna ska hinna genomgå sin livscykel på våra nordliga breddgrader. Samtliga modellarter har påträffats ynglande i GROT-högar (Nilsson & Huggert 2001; Hedin et al. 2008).

#### 4.1.1 Rödhjon (*Pyrrhidium sanguineum*)

Rödhjon är en medelstor (6-15 mm) skalbagge med kraftigt rödfärgad behåring på de ljusare brunrödfärgade underliggande täckvingarna vilket urskiljer den från alla resterande långhorningar (Fig. 2). Större delen av övriga kroppen är svart förutom fotlederna som är bruna och halssköld, huvud och sista bakkroppssegmenten med röd behåring ovanpå den svarta grunden.

I Sverige lever larven av rödhjon nästan uteslutande i ek och den kräver nyligen död bark på främst lite grövre grenar och stamdelar. Larvutvecklingen tar mellan ett till två år och förpuppningen sker främst från april till början av maj men även på hösten. Fullbildade skalbaggar kan ses från tidig april till början av juni med en aktivitetstopp kring mitten av maj. Rödhjon har sitt utbredningsområde i södra Sverige med kända förekomster i Skåne, Blekinge, Småland, Västergötland, Uppland, Halland, Bohuslän, Närke, Östergötland, Södermanland och på Öland. Trots sin vida utbredning i flera landskap förefaller förekomsterna inom stora områden att vara lokala (Ehnström & Holmer 2007) och arten är klassad som nära hotad (NT) i den svenska rödlistan (ArtDatabanken 2015).



Figur 2. Bild av målarten *Pyrrhidium sanguineum*.

Foto: Marcus Vestlund

#### 4.1.2 Ekkvistspegelbock (*Poecilium alni*)

En liten (4-7 mm) vackert tecknad långhorning. Större delen av kroppen är mörkfärgad i rödbrunt till svart, men på vardera täckvingen finns två vita böjda tvärband av hår (Ehnström & Holmer 2007; Bense 1995) (Fig. 3). Larven lever under barken på nyligen döda skott och tunna grenar av flera olika lövträd, men föredrar ek (Ehnström & Holmer 2007; Lindhe et al. 2010). Utvecklingen sker i tunna kvistar mellan en till två cm och tar ett år. Förpuppning av larver sker i mitten av grenen från april tills i början av maj. Fullbildade skalbaggar kan ses

från mitten av maj till slutet av juni på färskt ekvirke och ibland på blommor som hagtorn (Ehnström & Holmer 2007). Fynd av kvistspegelbock finns från Skåne, Blekinge, Småland, Öland, Halland, Bohuslän, Västergötland, Östergötland, Södermanland, Uppland och Västmanland (Ehnström & Holmer 2007). Arten var rödlistad som nära hotad (NT) i rödlistan 2010 (Gärdenfors 2010), men bedömdes som livskraftig (LC) i samband med utvärderingen inför rödlistan 2015 (ArtDatabanken 2015). Arten tycks ha expanderat sitt utbredningsområde under de senaste 200 åren (Lindhe et al. 2010) och kan vara allmän inom vissa områden, men generellt förefaller den vara lokal (Backström 2016; Ehnström & Axelsson 2002; Ehnström & Holmer 2007).



Figur 3. Bild av målarten *Poecilium alni*.

Foto: Marcus Vestlund.

#### 4.1.3 Mörk spegelbock (*Poecilium pusillum*)

En liten (5-10 mm) mörkgrönaktig, kraftigt punkterad, långhorning med små mörka hår på täckvingarna (Fig. 4). Honans bakkropp är ljust orange på undersidan, medan hanens är helsvart. Larven utvecklas under barken i nyligen döda ekgrenar (*Quercus* spp) (Ehnström & Holmer 2007) med en diameter på ca 3 cm (Bense 1995; Ehnström & Axelsson 2002). Vid tiden för förpuppning på våren tar sig larven in i veden och utvecklingen till en färdigutbildad skalbagge tar mellan ett och två år. Vuxna individer kan ses från mitten av maj fram till början av juli (Ehnström & Holmer 2007). *P. pusillum* har ett mycket begränsat utbredningsområde i östra Småland där den påträffats inom en liten del av Kalmar län (Lindhe et al. 2010). Arten är upptagen på den svenska rödlistan år 2015 som sårbar (VU) (ArtDatabanken 2015) och ingår även i ett åtgärdsprogram för långhorningar som lever i klen ved (Franc 2013).



Figur 4. Bild av *Poecilium pusillum*.

Foto: Marcus Vestlund.

#### 4.1.4 Ekgetingbock (*Xylotrechus antilope*)

En liten till medelstor (7-14 mm) svart långhorning med smala gula hårlinjer som går tvärs över täckvingarna och avbrutna gula hårlinjer på halsskölden (Ehnström & Holmer 2007) (Fig. 5). Larven utvecklas under bark och i veden på nyligen döda grenar av ek (Ehnström & Holmer 2007; Lindhe et al. 2010; Bense 1995; Ehnström & Axelsson 2002) med en diameter mellan tre till tio cm (Ehnström & Axelsson 2002; Ehnström & Holmer 2007). Larvutvecklingen tar ett till två år och förpuppning sker inuti veden. Den färdigbildade skalbaggen kan observeras på färska ekgrenar från början av juni till mitten av juli (Ehnström & Holmer 2007). Ekgetingbock förekommer i nästan hela Kalmar län. Arten är upptagen på den svenska rödlistan år 2015 som nära hotad (NT) (ArtDatabanken 2015).



Figur 5. Bild av målararten *Xylotrechus antilope*. Foto: Marcus Vestlund

#### 4.1.5 Smalbandad ekbarkbock (*Plagionotus arcuatus*)

En medelstor (8-20 mm) gulsvart skalbagge med orangeaktiga ben och antenner (Fig. 6). Larven lever under nyligen död ekbark på grova stammar och grenar (Ehnström & Holmer 2007) med minst fem centimeter i diameter (Ehnström & Axelsson 2002). Utvecklingen tar ungefär två år och förpuppning sker normalt i veden (Bense 1995; Ehnström & Holmer 2007). Fullbildade skalbaggar kan ses från mitten av maj till början av juli (Bense 1995; Ehnström & Axelsson 2002; Ehnström & Holmer 2007). Arten förekommer i hela södra Sverige upp till norrlandsgränsen med undantag för Dalarna (Lindhe et al. 2010; Ehnström & Holmer 2007) och är ofta vanlig där ek avverkas med jämna mellanrum (Ehnström & Holmer 2007). Under utvecklingen av 2015 års rödlista bedömdes smalbandad ekbarkbock som livskraftig (LC) (ArtDatabanken 2015).

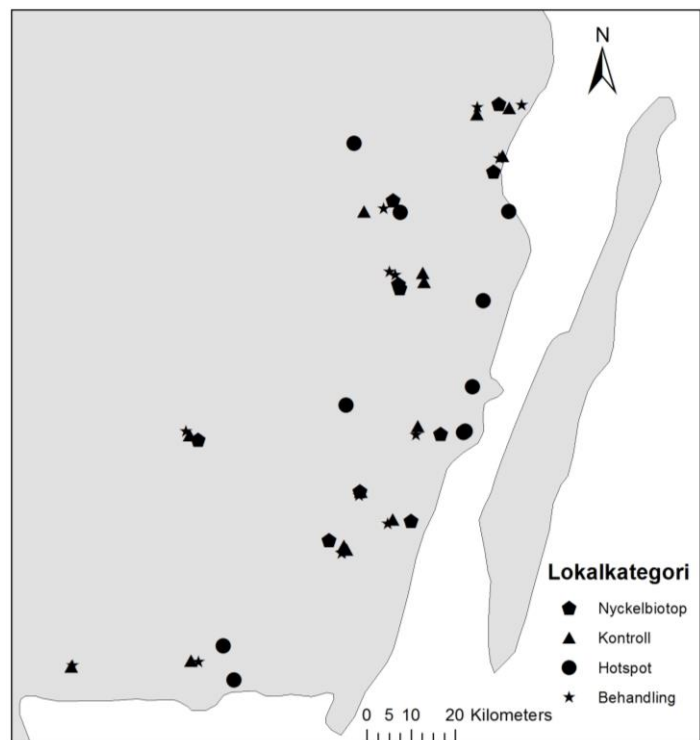


Figur 6. Bild av målarten *Plagionotus arcuatus*.

Foto: Marcus Vestlund.

#### 4.2 Studieområde

Undersökningen utfördes i sydöstra Sverige inom landskapen Småland och Blekinge (Fig. 7 och tabell 4, bil. 6), från Oskarshamns kommun i norr till Karlshamns kommun i västra Blekinge. Majoriteten av de studerade lokalerna i Småland ligger inom i Kalmar län, men en lokal ligger i Kronobergs län. Sex av de totalt 62 studielokalerna ligger i Blekinge län. Områdets totala areal är omkring 110 kvadratmil, med ett avstånd på ca 17 mil från den nordligaste till den sydligaste lokalen. Området har en årsmedeltemperatur (2015) på 9 °C (SMHI 2016) och genomsnittlig



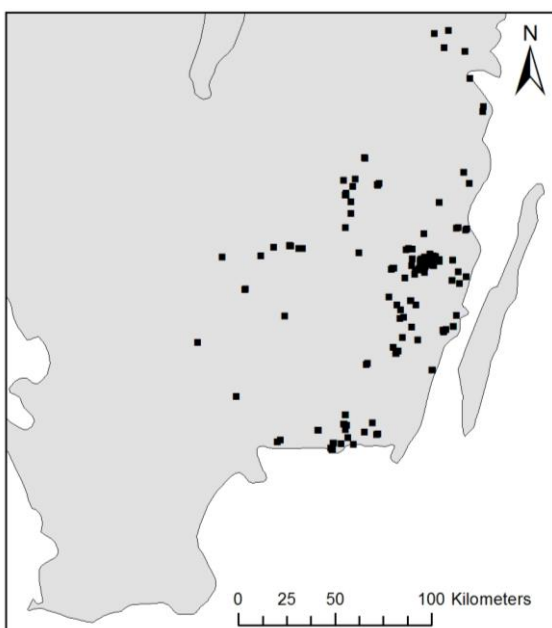
Figur 7. Karta över undersökningsområdet gjord i ArcMap 10.2.2

nederbörd om 600-700 millimeter per år (SMHI 2014).

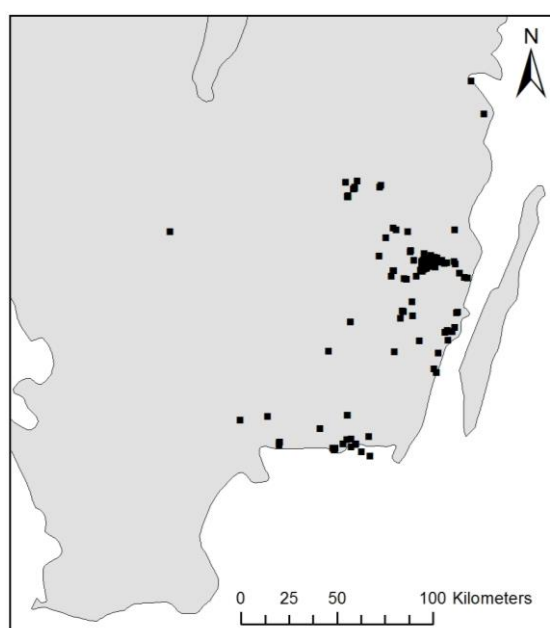
Kustbandet längs med Smålands östsida tillsammans med mellersta Blekinge är områden som innehar en riklig förekomst av ädellövträd och då främst ek. Området som helhet hyser en hög andel ek i landskapet och ett betydande antal mindre områden hyser jämförelsevis många gamla jätteekar (Höjer & Hultengren 2004). Flera områden i Kalmar län har pekats ut av specialister som extra värdefulla för hotade vedlevande insekter som är beroende av gamla lövträd både ur ett svenskt och internationellt perspektiv (Nilsson 2001; Nilsson 2008). Inom området finns fläckvis en riklig förekomst av hotade vedlevande insektsarter som är beroende av eken för sin fortlevnad (Nilsson 2001; Arnesson et al. 2007), och många av arterna har där sina starkaste fästen troligtvis beroende på den goda tillgången på lämpligt eksubstrat (Nilsson 2001).

### 4.3 Tidigare fynd av målarterna i Småland och Blekinge

För att få en uppfattning om arternas kända utbredning inom och i närheten av det studerade området, presenteras nedan fyndkartor för *P. sanguineum* (Fig. 8), *P. alni* (Fig. 9), *P. pusillum* (Fig. 10), *P. arcuatus* (Fig.11) och *X. antilope* (Fig. 12) i Småland och Blekinge. Eftersom kända fynd av *P. pusillum* och *X. antilope* endast härrör från Småland så visas enbart fynd från detta landskap för de två arterna.



Figur 8. Fynd rapporterat till artportalen av arten *P. sanguineum* i Småland och Blekinge mellan åren 1997-2017. Utbredningskarta gjord i ArcMap 10.2.2.

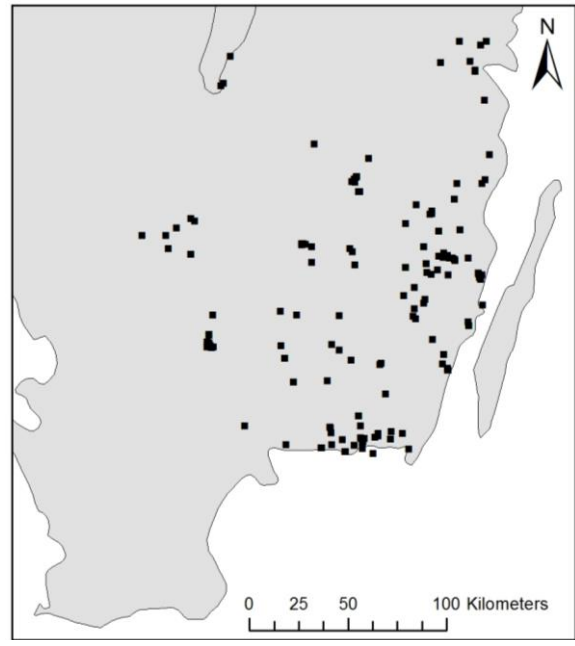


Figur 9. Fynd rapporterat till artportalen av arten *P. alni* i Småland och Blekinge mellan åren 1997-2017. Utbredningskarta gjord i ArcMap 10.2.2.

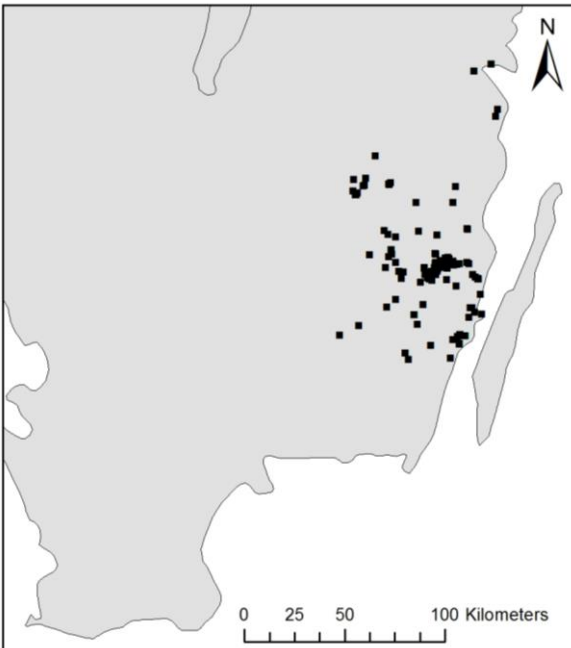




Figur 10. Fynd rapporterat till artportalen av arten *P. pusillum* i Småland mellan åren 1997-2017. Utbredningskarta gjord i ArcMap



Figur 11. Fynd rapporterat till artportalen av *P. arcuatus* i Småland och Blekinge mellan åren 1997-2017. Utbredningskarta gjord i ArcMap 10.2.2.



Figur 12. Fynd rapporterat till artportalen av *X. antilope* i Småland mellan åren 1997-2017. Utbredningskarta gjord i ArcMap 10.2.2.

## 4.4 Lokalkategorier

För att kunna jämföra arternas förekomst och abundans i olika typer av ekmiljöer definierades fem olika livsmiljöer (habitattyper). Det primära målet var att jämföra områden inom vilka skogliga skötselåtgärder skett under den gångna hösten och vintern med fyra andra typer av ekdominerade miljöer. Slutavverkningarna och gallringarna i mogen ekskog hade genererat en varierande mängd färskt GROT som ofta låg soligt eller halvsoligt. Detta GROT borde utgöra en ovanligt god substratresurs för modellarterna som är svår att matcha i andra miljöer. Samtliga studiearter är kända för att ofta observeras på färska GROT-högar (Hedin et al. 2008). Behandlingsytorna matchades med liknande kontrollbestånd med avseende på ålder, procent ek, beståndsyta och volym per hektar. I kontrollbestånden undersöktes dels den mer slutna inre delen och en solig kantzon. Ytterligare två habitattyper valdes också för jämförelse med de tre föregående: nyckelbiotoper med minst 50 procent mogen ekskog samt hotspot med värdekärnor av ek. På några enstaka platser kunde inte alla fördefinierade kriterier följas (men detta fick anses acceptabelt).

Vid val av lokaler inhämtades GIS data över områden med ek inom östra Småland, Blekinge och Kronobergs län och även de skötselåtgärder som gjorts de senaste två åren inom dessa ekförekomster. Informationen hämtades från Södra skogsägarna och Sveaskog. Totalt undersöktes 62 lokaler i östra Småland, Kronobergs län och Blekinge. 14 var behandlingslokaler och 28 var kontrolllokaler (skuggig och kantzon). Ytterligare 10 vardera lokaler av nyckelbiotoper och hotspotområden undersöktes. För att göra de olika lokalerna oberoende av varandra (förhindra friflygning av individer mellan lokaler) så användes en minsta distans på 1000 m mellan kontrollbestånd och behandlingsytor. Ett maxavstånd mellan behandling - kontroll och behandling/kontrollområden - nyckelbiotop bestämdes till 3000 m respektive 5000 m men beroende på tidsbrist, fick enstaka undantag göras. Syftet med detta var att säkerställa att kontrollområdena, behandlingslokalerna och nyckelbiotopslokalerna inte hamnade i landskap där klimat och andra omvärldsfaktorer skiljde sig åt. För hotspot kunde inget maxavstånd bestämmas då dessa lokaler förekom alltför sporadiskt i landskapet.

### 4.4.1 Behandlingsytor

Inom behandlingsytan hade någon form av skoglig åtgärd skett den senaste hösten eller vintern, t.ex. avverkning eller gallring där GROT i varierande mängd lämnats kvar utspridda på marken eller uppsamlade i högar (Fig. 13 och Fig. 14).





Figur 13. Bilden visar behandlingslokalen i Trekanten-Smedby med mycket GROT på marken. Foto: Marcus Vestlund.



Figur 14. Rikligt med GROT på behandlingslokalen Gullaboås 1. Foto: Marcus Vestlund.

#### 4.4.2 Kontrolltytor

Kontrolltytor är de lokaler där ingen skoglig åtgärd skett under åtminstone de senaste två åren före studiens start. Dessa tytor är alla produktionsskogar med låg andel gamla träd och majoriteten är likåldriga. Varje kontrolltyta delades in i två delar, en skuggig (Fig. 15) och en kantzons (Fig. 16) del. Detta för att kunna studera om mängden sol har betydelse för arternas rörelsemönster, t.ex. var i bestånden de helst befinner sig.





Figur 15. Bilden visar den skuggiga lokalen i Ronneby öst innan lövsprickningen. Foto: Marcus Vestlund



Figur 16. Kantzonslokalen i Ronneby öst med feromonfällorna i öppet läge längs åkerkanten. Foto: Marcus Vestlund.

#### 4.4.3 Nyckelbiotoper

En nyckelbiotop är ett skyddsvärt skogsområde (Fig. 17) som ofta innehåller riklig mängd gamla träd och död ved och som oftast utgör hemvist för rödlistade och hotade arter. Dessa områden är skyddade antingen för att skogen är brukad på ett visst sätt under en lång tid eller att de är speciella ur en ekologisk synvinkel. De arter som är knutna till dessa områden klarar inte av att leva i den moderna produktionsskogen och nyckelbiotoperna spelar därför en stor roll för dessa arters bevarande (Skogsstyrelsen 2007).



Figur 17. Nyckelbiotopen i Ljuder med gott om eklågor. Foto: Mikael Molander.

#### 4.4.4 Hotspots

En hotspot lokal klassificeras i denna studie som ett område som innehåller en hög andel gamla ekar (Fig. 18) där exceptionellt höga vedentomologiska värden är kända. Exempel på sådana lokaler i den här undersökningen är Strömsrum, Johannishus, Ruda lund och Em herrgård. Flera av de undersökta värdekärnorna är av internationell betydelse för hotade ekberoende

arters överlevnad (Nilsson 2001). Typiskt utgörs dessa värdekärnor av betespräglade, öppna eller halvöppna marker med gamla jätteträd av ek (så kallade sparbanksekar). Ofta är det emellertid till synes ont om färsk död ved på marken.



Figur 18. Fällor upphängda i träden på hotspotlokalen Tjuvbackarna i Kalmar. Foto: Marcus Vestlund

#### 4.5 Feromonfällor

Insekterna fångades i trattfällor med uppsamlingsburk (Fig. 19). Fällorna är delvis en hemmagjord konstruktion av plastkomponenter bestående av två korsade plattor (20 x 25 cm), ett tak fastsatt i plattorna med tie wire i vilken fällorna kan hängas upp i och en uppsamlingstratt som spänns fast i plattorna med buntband. Tratten leder ned till en uppsamlingsburk som är fastspänd med buntband i tratten och innehåller miljövänlig propylenglykol vilken snabbt tar livet av de fångade insekterna. För att kunna använda tie wire och buntband vid fällbygget borrades nödvändiga hål i tak, tratt och burklock.

Alla fällorna blev innan studiens start belagda med en fluoropolymer (Sigma-Aldrich) innehållande fluon i vattenlösning. Plattor och tratt smordes invändigt för att minska friktionen så att inflygande djur som kolliderade med fällan, sedan inte skulle kunna få grepp på materialet utan falla ned genom uppsamlingstratten och in i uppsamlingsburken. Att belägga fällorna med teflon har tidigare visat sig vara en effektiv fångstmetod (Graham 2010).



Figur 19. En betad färdigmonterad fälla hängandes på armeringsjärn. Foto: Marcus Vestlund.



Till varje fälla användes en förslutningsbar plastpåse s.k. GRIPPIE-ziplocpåse (6 x 4 cm) som betades med en specifik mängd av ett artspecifikt syntetiskt framställt aggregationsferomon (tabell 1) med uppgift att attrahera insekterna. Påsen med det artspecifika feromonet utspätt i två milliliter isopropanol knöts sedan fast, hängandes i mitten av plattan på den artspecifika fällan med hjälp av tie wire.

Tabell 1. Tabellen visar feromonsubstans/er och vilken mängd som används till respektive art.

Art	Feromonsubstans/er	Mängd (mg)
<i>X. antilope</i>	2-hydroxy 3-octanone	50
<i>P. alni/P. sanguineum</i>	3-hydroxy 2-hexanone	50
	2-methyl 1-butanol	10
<i>P. arcuatus</i>	3-hydroxy 2-hexanone	50
	3-hydroxy 2-octanone	5
	3-hydroxy 2-decanone	10
<i>P. pusillum</i>	1-hexanol	50
	2-methyl-1-butanol	25

Under perioden 4-30 april, 2016 placerades 559 feromonfällor ut på de 62 studielokalerna. Till utplaceringen användes främst ca två meter långa armeringsjärn men den blockrika morängrunden gjorde det ofta svårt att slå ned armeringsjärnen tillräckligt djupt och i vissa fall hängdes fällor även i trädgrenar. Detsamma gällde för betesmarker där fällorna hängdes upp minst i ögonhöjd.

På respektive lokal av kategorierna behandling, hotspot och nyckelbiotop placerades 9 fällor ut i solbelyst läge (n= 9) och inom varje kontrollområde placerades fällor ut i kantzonen i solbelyst läge (n= 9) och i skuggigt läge inne i skogsbeståndet (n= 9). De 9 fällorna på vardera lokal delades upp i 3 fällor för *P. sanguineum/P. alni* (n= 3), 3 fällor för *P. pusillum/X. antilope* (n= 3) och 3 st fällor för *P. arcuatus* (n= 3). Eftersom aktivitetsperioderna delvis varierar mellan arterna så betades fällorna upp under olika tidpunkter. Under den första tre till fyraveckorsperioden betades 3 fällor på vardera lokal för arterna *P. sanguineum/P. alni* och *P. pusillum* där de två förstnämnda attraheras av samma feromonkomponenter vilket medförde att de fångades i samma fällor. Efter första tömningen betades även 3 st fällor per lokal för *P. arcuatus*. Vid andra tömningen avslutades fångstperioden för *P. pusillum* och på varje fälla för arten klipptes då gamla feromonpåsar bort och en ny betespåse adderades för *X. antilope*

vilken därmed tog över fällorna som tidigare varit betade för *P. pusillum*. Under tredje och fjärde perioden betades fällor upp för *P. sanguineum/P. alni*, *X. antilope* och *P. arcuatus*.

Fällorna placerades ut slumpmässigt inom varje undersökningslokal och märktes sedan upp med ett individuellt id nr och med en notering om respektive fällas GPS position.

Tömning och betning följdes upp på nytt var tredje till fjärde vecka mellan perioden 26 april- 5 augusti. Samtliga fällor aktiverades mellan 26 april och 29 april. En tömningsrunda tog i genomsnitt fem dagar och rutten varierades för att undvika systematiska avvikelser i längden då fällorna varit betade.

#### 4.6 Bearbetning av fångster

Fällfångsten filtrerades ur glykolen med hjälp av kaffefilter och insekterna paketerades senare i en påse per fälla med en anteckning om tömningsdatum och fällans id nr.

Fångsterna analyserades kontinuerligt under sommaren på labb med hjälp av stereomikroskop och lämplig artbestämningslitteratur (Ehnström & Holmer 2007; Bense 1995) (Fig. 20).

Totala antalet individer av varje målart i vardera fälla och tömningsdatum noterades.



Figur 20. Bearbetning av infångat material. Foto: Marcus Vestlund.

#### 4.7 Statistiska analyser

Lokallistor med fällfångster har sammanställts och analyserats med hjälp av Microsoft Excel 2010. Statistiska analyser för *P. pusillum* uteslöts då arten hade ett ytterst begränsat förekomstområde i studien och för övriga målarter användes endast data för de två tömningsperioder som fångade det högsta antalet individer. Detta berodde på att det endast under två tömningsperioder fångades tillräckligt med individer av respektive art för att kunna utföra jämförbara analyser.

För 4 (n=4) av 559 fällor kunde inget fångstprov tas då dessa fällor fallit till marken och innehållet i burkarna helt runnit ur. Ingen av lokalerna hade mer än 1 nedfallen fålla vilket möjliggjorde en kompensering för dessa fällor genom att addera de två fällorna med fångst(3 arts specifika fällor på varje lokal), sedan dividera med två följt av en multiplicering på tre för att erhålla den uppskattade egentliga fångsten av arten på lokalen.

För varje art gjordes sedan en jämförelse av medelantalet fångade individer per lokal och dygn mellan alla habitattyper, vilket utfördes med Wilcoxon signed rank test och mann-whitney u-test i programmet IBM SPSS Statistics 22. Statistik signifikans definierades som  $p=0.05$ .

## 5 Resultat

Totalt under perioden 26/4-5/8-2016 fångades 13475 st individer av målarterna vilket redovisas i Tabell 2, där även de totala fångsterna av respektive art och total fångst per art och tömningsperiod redovisas. Detaljerad information om total fångst av respektive art på vardera lokal redovisas i Fig. 21-25 i bil. 1-5.

Tabell 2. Totalt antal fångade individer och totalt antal fångade individer av respektive art samt total fångst per art och tömningsperiod. De två tomma rutorna för varje art representeras av perioder med ett lågt antal fångade individer och som därmed uteslutits i den statistiska analysen.

Art	Antal fångade individer	Tömning 1 26/4-21/5	Tömning 2 21/5-10/6	Tömning 3 21/5-30/6	Tömning 4 30/6-5/8
<i>P. sanguineum</i>	9674	7910	1764	-	-
<i>P. alni</i>	2751	573	2178	-	-
<i>X. antilope</i>	382	-	-	357	25
<i>P. pusillum</i>	341	178	163	-	-
<i>P. arcuatus</i>	327	-	271	56	-
Total	13475				

### 5.1 Förekomst och abundans

#### 5.1.1 *P. sanguineum*

*P. sanguineum* fångades på samtliga lokaler i östra Småland och Blekinge (Fig. 22, bil. 2). Den lokal som det påträffades allra flest individer på var Hornsö ekopark 2 behandling med 561 fångade individer. På lokalen Brukshagen hotspot fångades 10 individer (en av fällorna var nedfallen) vilket är det lägsta antalet för någon lokal i studien. I medeltal fångades 156 individer per lokal och 52 per fälla. På 17 av 62 lokaler (27 %) fångades över 200 individer och på 5 lokaler (8%) fångades mer än 300 individer. Endast på 8 lokaler (13 %) fångades mindre än 50 individer.

#### 5.1.2 *P. arcuatus*

*P. arcuatus* fångades på 46 av totalt 62 lokaler (74 %) (Fig. 23, bil. 3). Arten fångades på 5 av 14 skuggiga lokaler, 12 av 14 kantzonslokaler, 9 av 10 hotspotlokaler och på samtliga behandlingslokaler. På lokalen Hornsö ekopark 1 behandling fångades 48 individer vilket är det högsta antalet av arten för någon av lokalerna i studien. I snitt fångades 7 individer per lokal (enbart lokaler med fångst av arten inräknade) och på 53 lokaler (85 %) fångades mindre

än 10 individer. 108 (33 %) av det totala antalet *P. arcuatus* fångades inom Hornsöområdet i östra Småland medan det endast fångades 21 (6%) i hela Blekinge.

### **5.1.3 *X. antilope***

*X. antilope* fångades på 43 av totalt 62 lokaler (69 %) (Fig. 24, bil. 4). Arten fångades på 6 av 14 skuggiga lokaler, 10 av 14 kantzonlokaler, 8 av 10 nyckelbiotop/hotspotlokaler och på 13 av 14 behandlingslokaler. Exemplar påträffades på majoriteten av lokalerna i östra Småland, men saknades på alla lokaler i Blekinge. Den lokal som fångade flest antal *X. antilope* var Gullaboås 1 behandling med 41 fångade individer. I snitt fångades 9 individer per lokal och på 16 lokaler (26%) fångades 10 eller fler. Med några få undantag förekom arten sparsamt i studieområdet vilket var förväntat med tanke på att arten är rödlistad (NT).

### **5.1.4 *P. alni***

*P. alni* fångades på 61 av de totalt 62 studerade lokalerna (98%) (Fig. 21, bil.1) och förefaller därmed vara tämligen allmän inom studieområdet. På flertalet av lokalerna fångades också större mängder av arten. 149 individer fångades på lokalen Påryd behandling vilket var det högsta antalet för någon lokal i studien av arten. I snitt fångades 45 individer per lokal. På 9 av lokalerna (15 %) fångades minst 100 individer.

### **5.1.5 *P. pusillum***

Totalt under studien fångades individer av *P. pusillum* på 16 av 62 lokaler (26 %) (Fig. 25, bil. 5). Precis som förväntat baserat på tidigare fynd tycks arten ha en mycket begränsad förekomst i östra Småland. Intressant att notera dock är att *P. pusillum* hittades på sex nya platser, Högsby s nyckelbiotop, Högsby s kontroll (skuggig och kantzon), Högsby s behandling, Rudalund hotspot, Ryningsnäs hotspot och Em hotspot (Fig. 25, bil. 5). Dessutom återupptäcktes arten i Strömsrum hotspot där den inte har hittats sedan år 1998 (Artdatabanken 2017a). Den lokal som fångade det högsta antalet *P. pusillum* var Hornsö ekopark 2 skuggig med en fångst på 94 individer. Hela 250 av de totalt 341 individerna (73 %) fångades på lokalerna i Hornsö ekopark och 68 individer (20%) fångades på lokalerna i Högsby s. Detta innebär att 93 % av all fångst av *P. pusillum* skedde inom två små områden som båda ligger mycket nära varandra (inom ett avstånd på 3 mil).



## 5.2 Habitatjämförelse

I Tabell 3 redovisas resultatet av den statistiska jämförelsen mellan medelantalet fångade individer per lokal och dygn av respektive art och de olika habitattyperna.

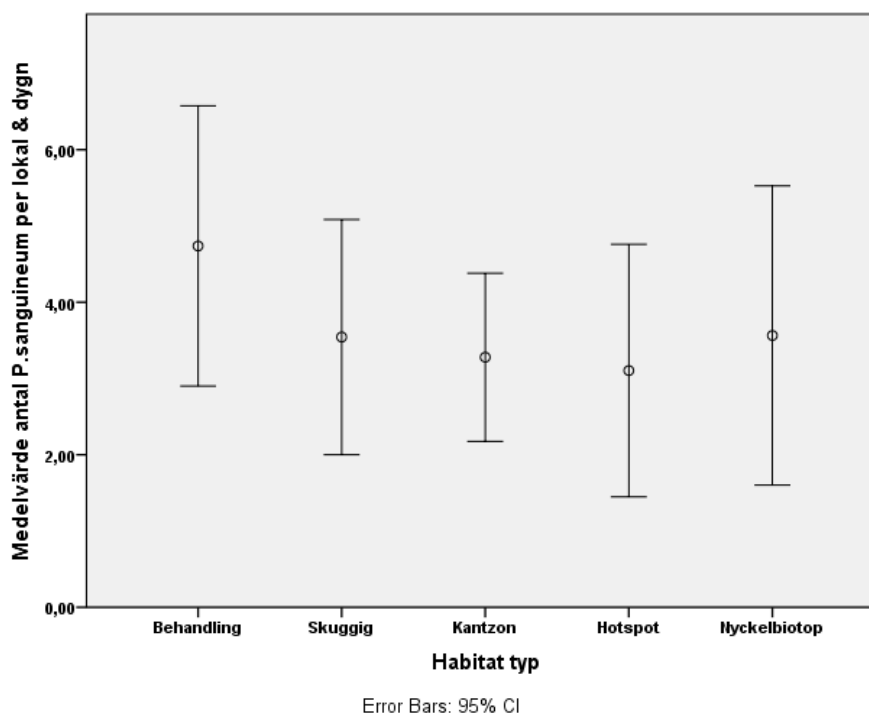
Tabell 3. Wilcoxon signed rank test och mann whitney U-test för jämförelse mellan medelantalet fångade individer av respektive målart per lokal och dygn och de olika habitattyperna. Signifikanta värden har i kolumnen P-värde fetmarkerats.

Art	Jämförelse	Test	Z-värde	P-värde
<i>P. arcuatus</i>	Behandling-Skuggig	Wilcoxon signed rank test	-3,181	<b>0,001</b>
	Behandling-Kantzön	Wilcoxon signed rank test	-2,761	<b>0,006</b>
	Skuggig-Kantzön	Wilcoxon signed rank test	-3,061	<b>0,002</b>
	Behandling-Hotspot	Mann-whitney U test	-3,017	<b>0,003</b>
	Hotspot-Nyckelbiotop	Mann-whitney U test	-0,418	0,676
	Hotspot-Kantzön	Mann-whitney U test	-1,085	0,278
	Hotspot-Skuggig	Mann-whitney U test	-2,28	<b>0,023</b>
	Nyckelbiotop-Skuggig	Mann-whitney U test	-1,628	0,103
	Nyckelbiotop-Kantzön	Mann-whitney U test	-1,473	0,141
	Behandling-Nyckelbiotop	Mann-whitney U test	-3,376	<b>0,001</b>
	<i>X. antilope</i>	Behandling-Skuggig	Wilcoxon signed rank test	-2,756
Behandling-Kantzön		Wilcoxon signed rank test	-2,589	<b>0,010</b>
Skuggig-Kantzön		Wilcoxon signed rank test	-1,478	0,139
Behandling-Hotspot		Mann-whitney U test	-2,162	<b>0,031</b>
Hotspot-Nyckelbiotop		Mann-whitney U test	-0,622	0,534
Hotspot-Kantzön		Mann-whitney U test	-0,116	0,908
Hotspot-Skuggig		Mann-whitney U test	-2,033	<b>0,042</b>
Nyckelbiotop-Skuggig		Mann-whitney U test	-1,385	0,166
Nyckelbiotop-Kantzön		Mann-whitney U test	-0,331	0,741
Behandling-Nyckelbiotop		Mann-whitney U test	-2,114	<b>0,035</b>
<i>P. sanguineum</i>		Behandling-Skuggig	Wilcoxon signed rank test	-2,291
	Behandling-Kantzön	Wilcoxon signed rank test	-2,04	<b>0,041</b>
	Skuggig-Kantzön	Wilcoxon signed rank test	-0,094	0,925
	Behandling-Hotspot	Mann-whitney U test	-1,171	0,242
	Hotspot-Nyckelbiotop	Mann-whitney U test	-0,151	0,880
	Hotspot-Kantzön	Mann-whitney U test	-0,527	0,598

	Hotspot-Skuggig	Mann-whitney U test	-0,234	0,815
	Nyckelbiotop-Skuggig	Mann-whitney U test	-0,059	0,953
	Nyckelbiotop-Kantzön	Mann-whitney U test	-0,029	0,977
	Behandling-Nyckelbiotop	Mann-whitney U test	-1,171	0,242
<i>P. alni</i>	Behandling-Skuggig	Wilcoxon signed rank test	-2,794	<b>0,005</b>
	Behandling-Kantzön	Wilcoxon signed rank test	-1,161	0,245
	Skuggig-Kantzön	Wilcoxon signed rank test	-2,605	<b>0,009</b>
	Behandling-Hotspot	Mann-whitney U test	-0,41	0,682
	Hotspot-Nyckelbiotop	Mann-whitney U test	-1,739	0,082
	Hotspot-Kantzön	Mann-whitney U test	-0,761	0,447
	Hotspot-Skuggig	Mann-whitney U test	-3,28	<b>0,001</b>
	Nyckelbiotop-Skuggig	Mann-whitney U test	-1,991	<b>0,046</b>
	Nyckelbiotop-Kantzön	Mann-whitney U test	-0,995	0,320
	Behandling-Nyckelbiotop	Mann-whitney U test	-2,401	<b>0,016</b>

### 5.2.1 *P. sanguineum*

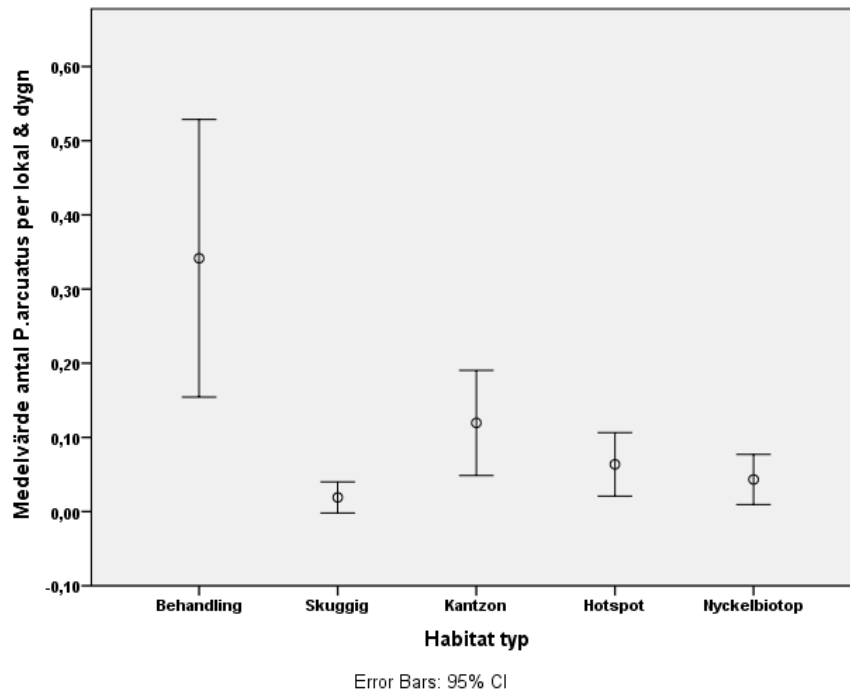
Resultatet från Fig. 26 indikerar att behandling är den habitattyp som fångar flest *P. sanguineum* per lokal och dygn med ett något högre fångstmedelvärde än övriga. De statistiska testerna gav dock endast signifikanta värden vid jämförelse mellan behandling-kantzön ( $p = 0,041$ ;  $z = -2,040$ ) och behandling-skuggig ( $p = 0,022$ ;  $z = -2,291$ ) där behandlingen i båda fallen fångade flest *P. sanguineum* (Tabell 3).



Figur 26. Diagram som visar medelantal fångade *P.sanguineum* per lokal och dygn i de olika habitattyperna.

### 5.2.2 *P. arcuatus*

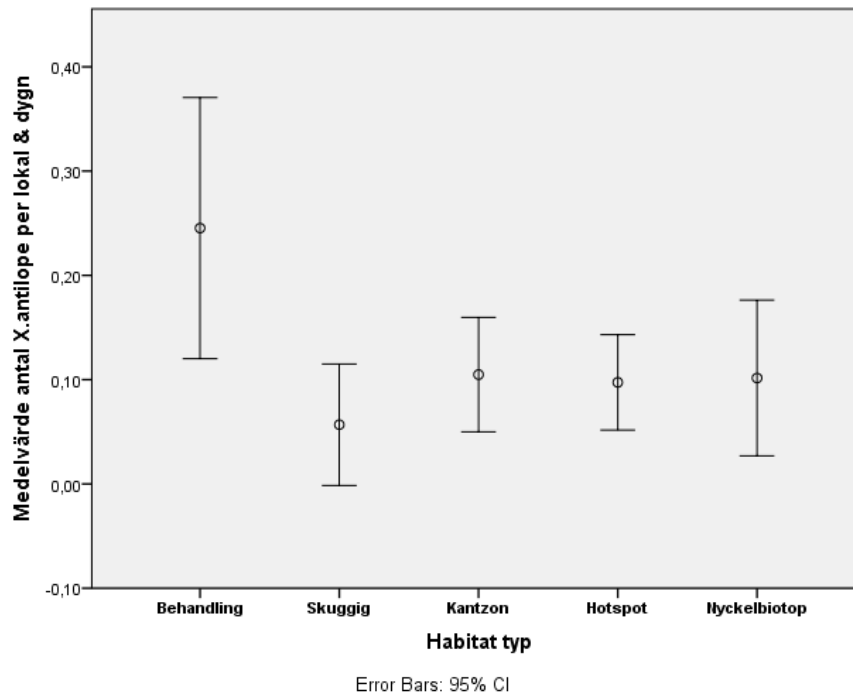
I Fig. 27 syns en tydlig tendens att behandling fångade fler individer av *P.arcuatus* per lokal och dygn än någon annan habitattyp med signifikanta skillnader vid jämförelse med skuggig ( $p = 0,001$ ;  $z = -3,181$ ), kantzon ( $p = 0,006$ ;  $z = -2,761$ ), hotspot ( $p = 0,003$ ;  $z = -3,017$ ) och nyckelbiotop ( $p = 0,001$ ;  $z = -3,376$ ) (Tabell 3). Det fanns också signifikanta skillnader i fångst av *P.arcuatus* mellan skuggig-kantzon ( $p = 0,002$ ;  $z = -3,061$ ) med större fångst i kantzon, och mellan hotspot-skuggig ( $p = 0,023$ ;  $z = -2,280$ ) med fler fångade *P.arcuatus* i hotspot (Tabell 3).



Figur 27. Diagram som visar medelantal fångade *P. arcuatus* per lokal och dygn i de olika habitattyperna.

### 5.2.3 *X. antilope*

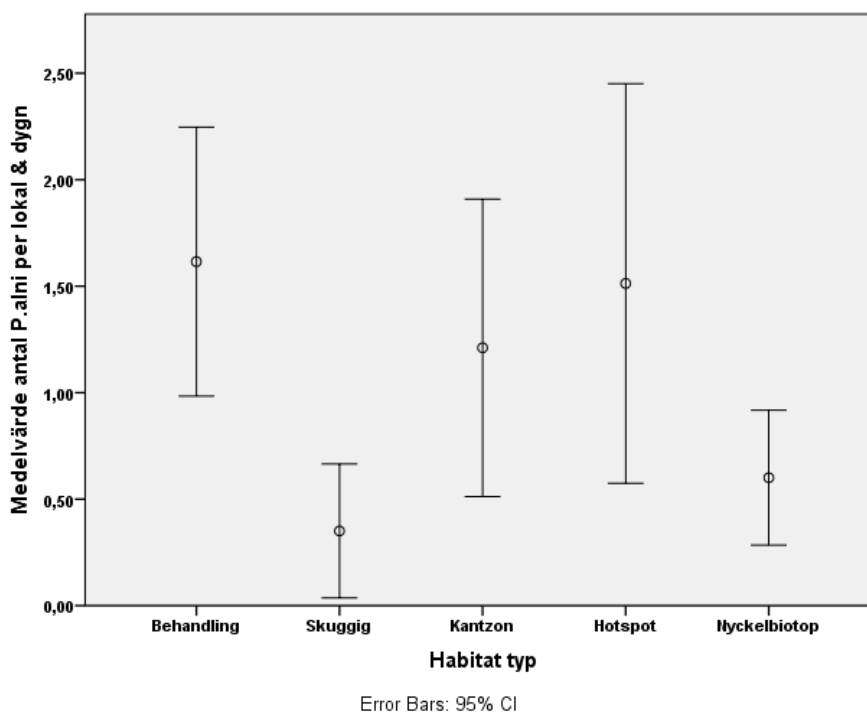
Behandlingslokalerna var den habitattypen som fångade flest individer av *X. antilope* (Fig. 28), med signifikant större fångst än alla övriga (skuggig ( $p = 0,006$ ;  $z = -2,756$ ), kantzon ( $p = 0,010$ ;  $z = -2,589$ ), hotspot ( $p = 0,031$ ;  $z = -2,162$ ) och nyckelbiotop ( $p = 0,035$ ;  $z = -2,114$ ) (Tabell 3). Jämförelsen mellan hotspot-skuggig visade också på en signifikant skillnad ( $p = 0,042$ ;  $z = -2,033$ ) med fler fångade *X. antilope* i hotspot.



Figur 28. Diagram som visar medelantal fångade *X. antilope* per lokal och dygn i de olika habitattyperna.

#### 5.2.4 *P. alni*

Behandlingslokalerna visade liknande tendens för *P. alni* som för *P. sanguineum*, *P. arcuatus* och *X. antilope* att det var den habitattyp tillsammans med hotspot som fångade flest individer i medeltal per lokal och dygn (Fig. 29). Det var en signifikant skillnad i medelantal fångade *P. alni* per lokal och dygn vid jämförelse mellan behandling-skuggig ( $p = 0,005$ ;  $z = -2,794$ ) och behandling-nyckelbiotop ( $p = 0,016$ ;  $z = -2,401$ ) med en högre medelfångst på behandling (Tabell 3). I övrigt fanns även signifikanta skillnader mellan skuggig-kantzon ( $p = 0,009$ ;  $z = -2,605$ ), hotspot-skuggig ( $p = 0,001$ ;  $z = -3,280$ ) och nyckelbiotop-skuggig ( $p = 0,046$ ;  $z = -1,991$ ) där kantzon, hotspot och nyckelbiotop fångade ett högre medelantal *P. alni* per lokal och dygn än skuggig.



Figur 29. Diagram som visar medelantal fångade *P. alni* per lokal och dygn i de olika habitattyperna.

## 6 Diskussion

### 6.1 Förekomst och abundans

Resultatet av denna studie visade att *P. sanguineum* har en vid utbredning i östra Småland och Blekinge då fynd av arten gjordes på samtliga lokaler. Den tycks också förekomma i stort antal i större delen av undersökningsområdet då det på majoriteten av de studerade lokalerna fångades ett stort antal individer. Arten visade sig vara vanligare i Småland och Blekinge än vad som förväntats med tanke på att den är rödlistad som nära hotad (NT). En studie utförd av Backström (2016) i Skåne år 2015 på *P. sanguineum* tillsammans med denna studie visar än mer hur frekvent arten förekommer i landskapet och att det kan ifrågasättas om arten skall vara rödlistad efter arbetet med 2020 års rödlista. Lindhe et al. (2010) visade att även om arten fortfarande anses sällsynt tycks den ha ökat i antal i sydöstra Sverige sedan 1950-talet. De menar också att ökningen verkar hänga samman med en dubbling av ek med en diameter på mindre än 25 cm och med en ökning av grövre ekträdd mellan 1955-2000 i östra Småland. Möjligtvis är det delvis effekten av den ökningen som ses i denna studie.

Framtida feromoninventeringar bör utföras i andra områden för att utvärdera hur frekvent arten uppträder på dessa platser, om den är lika vanliga där eller om östra Småland/Blekinge utgör huvudutbredningsområdet för arten.

*P. alni* har i litteraturen angetts som en lokalt förekommande art (Ehnström & Holmer 2007; Lindhe et al. 2010), men resultatet av denna studie visade på det omvända att arten tycks vara tämligen allmän i östra Småland och Blekinge där den påträffades på alla utom en studielokal. Möjligtvis har den tidigare varit förbisedd med tanke på dess ringa storlek och att det inte funnits någon effektiv inventeringsmetod.

*X. antilope* var i denna studie betydligt mer lokalt förekommande än tidigare omnämnda arter och baserat på resultatet av denna studie och tidigare riktade eftersök, verkar det som att den saknas i Blekinge. Det som dock talar emot detta är att *X. antilope* hade sin rikligaste förekomst på lokalen Gullaboås 1 behandling som var belägen ca en mil ifrån gränsen till Blekinge. Detta betyder troligen att arten även finns där, åtminstone i nordöstra delen. Och med tanke på att alla undersökta lokaler i Blekinge endast var belägna i de södra delarna av landskapet så torde riktade eftersök i flera delar, speciellt den nordöstra delen kunna påvisa att arten även finns i Blekinge.

*P. arcuatus* var den art som det fångades i minst antal individer av totalt sett i studien (se Tabell 2). Likt *X. antilope* förefaller *P. arcuatus* i denna studie att vara betydligt mer lokalt förekommande än både *P. sanguineum* och *P. alni*. Det är också intressant att notera att *X. antilope* är rödlistad som nära hotad (NT) men inte *P. arcuatus* som är klassad som livskraftig (LC) i den svenska rödlistan. *P. arcuatus* verkade i denna studie ha ett betydligt större utbredningsområde än *X. antilope* då den förstnämnda även återfanns i Blekinge men inte den sistnämnda. Men som tidigare beskrivits i resultatdelen så återfanns *P. arcuatus* i en ytterst liten andel i Blekinge jämfört med östra Småland. Möjligtvis kan det vara så att arten har ett starkare fäste i östra Småland än i Blekinge eller så beror det låga antalet i Blekinge kanske helt enkelt på att för få lokaler undersöktes så att artens verkliga abundans underskattades i denna studie. De tycks dock som att båda arterna förekommer ungefär lika frekvent i östra Småland. *P. arcuatus* är den art som utnyttjar de grövsta dimensionerna av ek av de studerade arterna (Ehnström & Holmer 2007; Hedin et al. 2008). Detta kan också vara orsaken till att det fångades lägst antal av just den arten i studien då det i de flesta områden förmodligen inte producerades så mycket av denna substrattyp. Det kan också vara så att arterna producerar helt olika mängder ägg och därmed förekommer i helt olika antal i naturen och att det då också är en förklaring till skillnaderna i fångstantal mellan arterna. En ytterligare förklaring skulle kunna vara att feromonet som används för att attrahera *P. arcuatus* inte fungerar lika effektivt som fångstmedel som de övriga arternas feromoner. Det kan också vara så att

attraktionskraften från övriga artspecifika feromoner även skiljer sig mellan resterande arter och att det därför delvis är en förklaring till de vitt skilda fångstantalen mellan arterna. Framtida tester bör göras på ziplock påsen med feromon i syfte att utvärdera dess effektivitet som fångstredskap för de olika arterna.

*P. pusillum* förefaller vara ytterst lokal enligt denna studie med fångster enbart från ett begränsat område i östra Småland (Kalmar län) där även majoriteten av de tidigare fynden av arten är gjorda (Fig.10, sektion 4.3). Resultatet visade dock att *P. pusillum* har ett något större utbredningsområde än vad som tidigare varit känt då arten hittades på sex nya lokaler men där alla lokaler låg i närheten av tidigare kända förekomstplatser för arten.

En möjlig förklaring till varför artens utbredning förefaller vara begränsad till östra Smålands kustlandskap skulle kunna vara att klimatet i området är extra gynnsamt för arten. Palm (1959) menar i sin studie att den i östra Sverige låga nederbördsmängden tillsammans med mer solsken och högre temperaturer kan vara faktorer som gynnar larvutvecklingen hos vissa arter och orsakar deras begränsade utbredning. Franc (2013) beskriver också i sin studie att det stora antalet hållmarker med unga ekar som dör av under torra år i östra Småland förmodligen starkt gynnar arten och kanske är det även en av orsakerna till att arten är relativt vanlig i delar av östra Småland.

Som tidigare nämnts i resultatdelen så hyste områdena Hornsö ekopark och Högsby s de största förekomsterna av *P. pusillum*. Utöver dessa två områden så fångades arten endast på fyra hotspotlokaler i relativt nära anslutning till kärnområdet för artens utbredning och i jämförelsevis lågt individantal. Hornsö med omnejd är ett omtalat område på grund utav dess rikliga förekomster av rödlistade och hotade vedlevande insektsarter (Nilsson & Huggert 2001; Nilsson 2008; Sveaskog 2008), vilket bland annat antas bero på den rikliga förekomsten av variationsrik gammal skog där bland annat ekar i olika åldrar tillsammans med ett gynnsamt klimat utgör viktiga habitat för många arters överlevnad (Nilsson & Huggert 2001; Sveaskog 2008). Samtliga hotspotlokaler där *P. pusillum* hittades i denna studie är likt Hornsö även de kända för att utgöra särskilt lämpliga habitat för flertalet rödlistade och hotade arter med sina gamla ekar som ofta står i öppet läge mottagligt för solljus. Med tanke på att *P. pusillum* i denna studie enbart återfanns i dessa sett ur en entomologisk synvinkel extra värdefulla områdena, så är det sannolikt att arten är beroende av en god tillgång till ek där rikligt med lämpligt substrat kontinuerligt produceras. Men trots att de båda generellt utgör bra habitat för många sällsynta arter så verkar inte hotspotlokalerna i denna studie utgöra ett



lika bra habitat för *P. pusillum* som Hornsö/Högsby lokalerna då det på hotspotlokalerna fångades ett förhållandevis lågt antal individer. Förmodligen är det så att åtminstone Hornsö utgör ett exceptionellt bra habitat för *P. pusillum* med dess rikliga tillgångar på lämpligt eksubstrat tillsammans med ett gynnsamt klimat där arten kan trivas och fortleva. Troligt är dock att arten i ett långsiktigt tidsperspektiv kan komma att ha svårt att överleva i hotspotområdena, då dessa av det låga fångstantalet att döma verkar producera en mindre mängd färsk död ved av lämpliga dimensioner för arten. Det kan dessutom vara så att hotspotlokalernas förekomster av *P. pusillum* utgör små kvarlevor av en tidigare större utbredning i landskapet men att arten på grund utav brist på lämpligt vedsubstrat i landskapet endast har lyckats överleva på några få fragmenterade platser där förutsättningarna gör att arten åtminstone i ett kortsiktigt perspektiv kan fortleva.

Fler studier med feromonbaserade verktyg behövs för att undersöka om arten även förekommer utanför vårt studieområde och i så fall i vilken utsträckning. Framförallt bör det undersökas om arten går att återfinna i närliggande områden rika på ek.

## 6.2 Habitatjämförelse

Analysen av respektive arts förekomst i de olika habitattyperna visar att behandlingsytorna verkar utgöra det viktigaste habitatet för *P. sanguineum*, *P. alni*, *P. arcuatus* och *X. antilope*, speciellt viktigt verkar det vara för *P. arcuatus* och *X. antilope*. En möjlig orsak till den stora skillnaden i fångst av *P. arcuatus* mellan behandlingsytorna och övriga habitattyper kan vara att arten utnyttjar grövre grenar och stamdelar på minst 5 cm vilket ofta lämnas som avverkningsrester på hyggen men att det antagligen inte produceras så mycket av detta substrat i övriga habitattyper. Att arten flitigt utnyttjar avverkningsområden har även Hedin et al. (2008) visat genom kläckningsförsök av ekgrenar och toppar på olika lokaler i södra Sverige. *P. arcuatus* var i dessa områden med grova grenar och toppar en av de vanligaste förekommande långhorningsarterna i studien.

Båda arterna *X. antilope* och *P. arcuatus* förefaller av resultatet i denna studie vara beroende av en riklig tillgång på lämpligt substrat i landskapet då de i betydligt högre grad påträffas på behandlingslokalerna. Anledningen till att *X. antilope* uteslutande återfinns i östra Småland skulle därmed också kunna förklaras av att området är förhållandevis rikt på ek, och att det då uppstår en hög andel lämpligt substrat. Blekinge är ett landskap med liknande förutsättningar

och som tidigare diskuterats är det troligt att arten därför även går att påträffa där, men att det krävs fler riktade eftersök i de norra delarna.

För *P. sanguineum* verkar en riklig tillgång på lämpligt substrat inte vara lika nödvändig utan den tycks trivas och klarar av att fortleva i de flesta former av ekskogar. Det är sedan tidigare känt att *P. sanguineum* utvecklas i grövre grenar och stammar (se sektion 4.1.1). Nyare iakttagelser vid kläckningsförsök utförd av Mikael Molander (personlig kommunikation) har dock visat att *P. sanguineum* även kan utnyttja grenar med en diameter på så lite som 4-5 cm. Detta innebär att arten inte är särskilt kräsen vad gäller substratval som tidigare beskrivits och att det kan vara en orsak till att arten generellt verkar klara sig bra i alla de fem studerade habitattyperna.

En annan teori till den vida utbredningen kan vara att den pågående klimatförändringen gynnar den solälskande och värmekrävande arten. En ökad medeltemperatur kan tänkas bidra till att arten i högre grad även utnyttjar substrat i de lite mer skuggiga partierna och att den ökade temperaturen därmed också har en positiv effekt på larvutvecklingen och dess överlevnadstal i skuggiga miljöer. Ytterligare en anledning skulle kunna vara att *P. sanguineum* hade sin aktivitetstopp under första halvan av maj, innan lövsprickningen kommit igång på allvar. Detta gjorde att habitattyperna blev mer homogena sett till mängden solinstrålning och öppenhet, vilket skulle kunna ha lett till att arten flög mer jämnt fördelat mellan alla habitattyperna än vad den skulle ha gjort om den varit som mest aktiv efter lövutfällningen.

Med tanke på att behandlingsytorna hyste en betydligt större mängd GROT på marken än övriga habitattyper är det förvånansvärt att det slutgiltiga resultatet inte visar upp en större skillnad i fångstantal av arterna. Det är sedan tidigare välkänt att långhorningarna attraheras av dofter från färskt virke (Ehnström & Holmer 2007) och en möjlig förklaring till varför skillnaden inte blev så stor skulle därför kunna vara att arternas dragningskraft till den färska veden minskar dragningseffekten till feromonfällorna, vilket i sin tur leder till att ett missvisande abundansvärde erhålls.

Jämförelsen mellan kontrollokalerna (skuggig och kantzon) visar att de solbelysta kantzonslokalerna utgör ett bättre habitat för arterna *P. alni*, *P. arcuatus* och *X. antilope*. Dessa arter förefaller därmed föredra öppna solbelysta miljöer framför skuggiga. Liknande trend erhöles även i en studie utförd av Backström (2015) där lokaler med öppen ekskog

fångade fler *P. alni* än lokalerna med sluten ekskog. En alternativ förklaring till skillnaden i denna studie är att fällorna på kantzonlokalerna var placerade i ett öppet läge ofta längs med åkerkanter vilket kan ha bidragit till en smidigare inflygning gentemot de fällor som var placerade inne i bestånden där inflygningen mot fällorna kan ha varit försvårad på grund utav omgivande träd, buskar och sly. Det kan också vara en kombination av dessa två faktorer som leder till skillnaden mellan skuggig och kantzon.

En framtida studie med dessa arter skulle kunna undersöka hur larvutvecklingen i vedsubstratet påverkas av olika tillgång på solljus. Jämförelser skulle då göras mellan larver som lever i beskuggad ved vs larver i solbelyst ved för att se om det finns någon skillnad i överlevnadstal mellan de båda habitaterna.

Nyckelbiotoper är avsatta skogsområden avsedda att främja den biologiska mångfalden. Trots detta visar resultatet av denna studie på att dessa områden inte utgör ett bättre habitat än kontrollområdena. De studerade nyckelbiotoperna uppnår inte sitt syfte som viktiga områden för målarterna. Det kan bland annat bero på att 7 av 10 nyckelbiotopslokaler bestod av täta och inneslutna skogspartier med lite insläpp av solljus vilket kan förväntas missgynna arterna (Vera 2000; Nilsson et al. 2006) och att det därmed inte är någon större skillnad mellan dessa nyckelbiotoper och kontrollområdena då även dessa områden var relativt slutna.

Det kan antas att nyckelbiotoperna hyser en större mängd död ved än kontrollområdena men att det mesta är lokaliserat inne i bestånden där det oftast är skuggigt vilket gör att insekterna inte gynnas särskilt mycket av den rikligare tillgången till lämpligt substrat som erbjuds i dessa habitat. Generellt sett förefaller nyckelbiotoper ofta att vara små och slutna skogsområden som dessutom ofta tillåts växa fritt utan skogliga ingrepp (Franc & Götmark 2007). Under de senaste 150 åren har Europas skogar blivit allt mer täta vilket beror till största delen på en ökad virkesmängd i skogarna men också på att skogsbetet har minskat starkt (Warren & Key 1991). Detta har missgynnat långhorningarna som föredrar död ved i solexponerade miljöer.

Genom att öppna upp nyckelbiotoper och naturreservat kunde Franc & Götmark (2007) påvisa att många skalbaggsarter gynnades av det mer öppna skogslandskapet som bildades efter dessa åtgärder. Artrikedomen av skalbaggar i de undersökta områdena ökade med hela 35 % jämfört med där inga skogliga åtgärder utfördes. Detta visar på hur viktigt det är för många arter att nyckelbiotoperna inte växer igen och att det förmodligen krävs relativt regelbundna skogliga öppningsåtgärder för att de i framtiden skall kunna finnas i livskraftiga

populationer. Att öppna upp igenväxta skogar och återuppta upphört skogsbete är åtgärder som starkt skulle gynna långhorningar. Därutöver är fragmentering av lämpliga skogsområden i landskapet också ett hot. Det kan leda till att många arter blir isolerade på en liten yta och får svårt att kolonisera andra områden som är lokaliserade på ett alltför långt avstånd. Det är därför viktigt att relativt sammanhängande och öppna ekområden sparas och sköts på ett sätt som kan gynna dessa arter.

Tre av tio nyckelbiotopslokaler i denna studie är hagmarker med flertal ekar av grövre dimension. En teori är att det finns för få ekar i dessa områden för att de kontinuerligt skall avge större mängder lämpligt substrat. I sådant fall skulle det vara en bidragande orsak till den låga fångstskillnaden mellan nyckelbiotoperna och kontrollområdena då även kontrollområdena förväntas producera en mindre mängd lämpligt substrat.

*P. alni* är den enda arten där resultatet visar en signifikant skillnad vid jämförelse mellan nyckelbiotoperna och kontrollområdena, nyckelbiotopen fångade signifikant fler individer än de skuggiga lokalerna. Men dessa habitattyper tycks utgöra mindre lämpliga livsmiljöer än övriga habitat för arten.

I denna studie uppnår inte habitattypen hotspot sitt syfte som särskilt värdefullt habitat för de studerade arterna. Det utgör ett bättre habitat för arterna vid jämförelse med de skuggiga lokalerna men resultatet uppvisar ingen större skillnad i fångst vid jämförelse mellan hotspotlokalerna och nyckelbiotopslokalerna för någon art och inte heller uppvisas någon signifikant skillnad vid vidare jämförelser med kantzonslokalerna. Det verkar därmed som att arternas utnyttjande av hotspotlokalerna inte skiljer sig nämnvärt från nyckelbiotops- och kantzonslokalerna. Troligen utgör hotspot ett bättre habitat än de två övriga om det ses till öppenhet och solljusinstrålning, men problemet med hotspotlokalerna är förmodligen att de producerar för lite lämpligt substrat för arterna att utnyttja. Detta kan bero på att det i dessa områden finns för få ekar som avger lämpligt substrat. Dessutom kommer dessa ekar någon gång i framtiden att dö av och då är det troligt att det inte kommer att finnas nya ekar i området som kan ta vid. För att stärka återväxten av gamla ekar krävs bevarande av ekar i närområdet som i framtiden skall kunna ta över när de gamla ekarna inom hotspotområdena dör (Nilsson et al. 2006).

Målsättningen under studiens gång var att göra en mätning av mängden lämpligt eksubstrat på respektive lokal, men då det övriga arbetet tog den tid som fanns inom ramen för ett

kandidatarbete så var detta tvunget att strykas. Om liknande studie görs om i framtiden torde det vara av stor vikt att även inkludera en uppskattning av ekvolymen på respektive lokal för att kunna ta med det i beräkningen i analysen.

Undersökningar utförda 2015 av Mikael Molander (opublicerat material) har visat att *P. sanguineum* klarar av att flyga åtminstone upp till 3 km. Med den kännedomen är det rimligt att anta att inflygningar från omgivande områden till studielokalerna spelade en viss roll för det slutliga fångstantalet på respektive lokal. Dessutom var ett antal av studielokalerna belägna inom en distans på 3 km från varandra vilket kan ha möjliggjort friflygningar mellan lokalerna. I framtiden vore det önskvärt om ytterligare studier utfördes på *P. sanguineum* och övriga målarters rörelsemönster, vilka distanser de transporterar sig och om rörelsemönstret skiljer sig mellan han och honkönen. Dessutom bör vidare analyser göras på hur lång räckvidd respektive feromon har för respektive art. Det är möjligt att feromonerna även lockar individer ifrån anslutande områden som inte hör till det undersökta området.

Denna studie är den första feromonbaserade inventeringen av arterna *P. pusillum*, *X. antilope*, *P. alni* och *P. sanguineum* i Småland och Blekinge och även den första att leverera feromonbaserad inventeringsdata om förekomsten av arterna *X. antilope* och *P. pusillum* i olika habitattyper. Med feromonbaserad övervakning har denna undersökning framgångsrikt lyckats uppskatta förekomst och frekvens av dessa fem långhorningsarter i landskapet som helhet och inom olika habitat. Aldrig tidigare har en metod visat sig vara ett så effektivt verktyg för övervakning av hotade insekter som den feromonbaserade. Dessa feromoner torde i framtiden utgöra utmärkta verktyg för övervakning av de fem studerade långhorningsarterna.

## 7 Slutsats

*P. sanguineum* och *P. alni* verkar vara betydligt vanligare i östra Småland och Blekinge än vad man tidigare trott. *P. arcuatus* och *X. antilope* förefaller båda att vara betydligt mer lokalt förekommande än de två förstnämnda, speciellt *X. antilope* som enbart återfanns i östra Småland. *P. pusillum* är den art som förekom mest lokalt av de studerade arterna men de nya lokalfyndet i studien tyder ändå på att arten kan ha ett något större utbredningsområde än vad som tidigare varit känt.

Det övergripande resultatet av habitatjämförelserna visar att arterna *P. sanguineum*, *P. alni*, *P. arcuatus* och *X. antilope* förekommer i alla de studerade habitattyperna men att det är tydligt att de verkar ha sin största förekomst på behandlingsytorna som hyser den rikligaste mängden färsk död ved. Det är därmed rimligt att anta att alla fyra arterna starkt gynnas av avverkningsresterna som lämnas kvar efter skogliga åtgärder. Det är troligt att mängden färsk död ekved i landskapet är en avgörande faktor för hur stora populationer man finner i de olika områdena och att det också har en stor betydelse var dessa substrat är lokaliserade.

*P. alni* och *P. arcuatus* återfanns båda i ett signifikant högre antal på de solbelysta kantzonslokalerna än på de skuggiga lokalerna och en liknande men ej signifikant trend syntes också för *P. sanguineum* och *X. antilope* vilket talar för att dessa arter gynnas av öppna skogslandskap. Det verkar även generellt som att varken de skogliga avsättningarna i form av nyckelbiotoper eller hotspotlokaler utgör ett bättre habitat än kontrollområdena. För att göra nyckelbiotoper till mer gynnsamma habitat för de studerade arterna bör dessa skogsområden hållas relativt öppna. Antingen med hjälp av regelbunden skogsskötsel eller genom kontinuerligt bete. Med hjälp av dessa metoder skapas och bibehålls öppna gläntor i skogarna där en större andel lämpligt eksubstrat hamnar i solbelyst läge vilket gynnar arterna.

Studien visar att arterna *P. alni*, *P. sanguineum* verkar klara av att leva i produktionsskogar men att det för *X. antilope* och *P. arcuatus* är osäkert om de kommer att klara sig i dessa skogsområden sett till ett långsiktigt tidsperspektiv om det fortsätter att plockas ut GROT i den skala som görs idag. Och eftersom långhorningarna i denna studie endast utnyttjar nyligen död ved innebär det att avverkningsresterna på behandlingslokalerna enbart kommer att kunna utgöra lämpliga habitat under de första två åren (attraktionsfasen under det första året och i utkläkningsfasen under det påföljande året). En viktig del för att i ett långsiktigt tidsperspektiv gynna arterna är därmed att det vid avverkningar sparas en del av det ek-GROT

som bildas tills dess att arternas utkläckning ur veden är slutförd. Det är också viktigt att de sparade grenarna och topparna är av varierande diameter, alltifrån tunna kvistar till grova grenar och stamdelar för att gynna så många arter som möjligt. Ytterligare populationsförstärkande åtgärder vore att samla upp GROT materialet som bildas och placera detta i öppna lägen med tillgänglighet för solljusinstrålning. Om GROT materialet inte kan lämnas kvar bör det tas om hand på våren innan arternas aktivitetsperiod börjar så att substratet inte bildar en fälla med dödlig utgång eller spara de översta lagren av GROT högarna som ligger i soligt läge (Hedin et al. 2008).

Genom att spara ekar i angränsning till hotspotområden samt se till att de växer i ett öppet läge kan återväxt av gamla ekar säkras. På så sätt får de fem eklevande arterna tillgång till nytt eksubstrat och nya levnadsmiljöer när de befintliga gamla ekarna dör.

## **8 Tack**

Jag vill tacka min huvudhandledare Mikael Molander och biträdande handledare Mattias Larsson för ert mycket goda handledarskap. Ni har tagit er an mitt projekt med ett stort engagemang och ett extra tack till Mikael som alltid stått till tjänst när jag behövt det och hjälpt mig vidare i det skriftliga arbetet. Ett stort tack vill jag också rikta till följande personer, företag och myndigheter: Adam Nunn, Isac Sarac och Irmeli Grongstad för ert arbete i fält och i labb (Adam) med bearbetning av fångsterna. Therese Lindström och Anders Ekstrand på Södra skogsägarna och Jan Dahl på Sveaskog för bidragande med kartuppgifter. Alla privata markägare för er tillåtelse att låta oss utföra undersökningar på era marker. Ekonomiska bidrag från Skogssällskapet, Lars Hiertas Stiftelse, Kungliga Vetenskapsakademien och Naturvårdsverket möjliggjorde genomförandet av projektet.

## 9 Referenser

- Arnesson, M., Johansson, T., Lindeborg, M., Knutsson, T. & Lundkvist, H. (2007). Naturvärden i lövträdsmiljöer runt Värnanäs. Meddelande 2007:14. Länsstyrelsen, Kalmar.
- ArtDatabanken. (2015). Rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- ArtDatabanken (2017a). Karta-artportalen.  
<https://artportalen.se/search/sightings/taxon/101566/area/8060> [2017-02-27].
- Backström, L. (2016). Förekomst av långhorningarna rödhjon, kvistspegelbock och vedspegelbock inom Skåne län (Coleoptera: Cerambycidae). Kandidatuppsats. Alnarp: SLU-Sveriges lantbruksuniversitet/Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds-och växtproduktionsvetenskap.
- Bense, U. (1995). Longhorn beetles- illustrated key to the cerambycidae and vesperidae of europe. Weikersheim. Margraf.
- Dahlberg, A. & Stokland, J.N. (2004). Vedlevande arters krav på substrat-Sammanställning av 3600 arter. Rapport 7:1-74.Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Ehnström, B. & Axelsson, R. (2002). Insektsgnag i bark och ved. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Ehnström, B. & Holmer, M. (2007). Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Skalbaggar: Långhorningar. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Franc, N. (2013). Åtgärdsprogram för långhorningar i hassel och klen ek, 2013–2017. Rapport 6548. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Franc, N., Götmark, F., Økland, B., Nordén, B. & Paltto, H. (2007). Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. *Biological conservation* 125:86-98.



Graham, E. E., Mitchell, R.F., Reigel, P.F., Barbour, J.D., Millar, J.G. & Hanks, L.M. (2010). Treating panel traps with a fluoropolymer enhances their efficiency in capturing cerambycid beetles. *Journal of economic entomology* 103(3): 641-647.

Gärdenfors, U. (2010). Rödlistade arter i Sverige 2010. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Gärdenfors, U. & Baranowski, R. (1992). Skalbaggjar anpassade till öppna respektive slutna ädellövskogar föredrar olika trädslag. *Entomologisk tidskrift* 113: 1-11.

Hedin, J., Isacson, G., Jonsell, M. & Komonen, A. (2008). Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. *Scandinavian journal of forest research* 23: 348-357.

Höjer, O. & Hultengren, S. (2004). Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd i kulturlandskapet. Rapport 5411. Naturvårdsverket. Stockholm.

Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. (1998). Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and conservation* 7: 749-764.

Larsson, A. (red) (2011). Tillståndet i skogen-rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv. ArtDatabanken rapporterar 9. ArtDatabanken SLU, Uppsala.

Linder, P. (1998). Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. *Scandinavian journal of forest research* 13:1-4, 451-461.

Lindhe, A., Jeppsson, T. & Ehnström, B. (2010). Longhorn beetles in Sweden- changes in distribution and abundance over the last two hundred years. *Entomologisk tidskrift* 131(4):241-508.

Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. (2005). Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity & Conservation* 14(12): 3033-3053.

Musa, N., Andersson, K., Burman, J., Andersson, F., Hedenström, E., Jansson, N., Paltto, H., Westerberg, L., Winde, I., Larsson, M.C., Bergman, K.O. & Milberg, P. (2013). Using sex

pheromone and a multi-scale approach to predict the distribution of a rare saproxylic beetle. PLoS ONE 8:e66149.

Nilsson, S.G. (2001). Sydsveriges viktigaste områden för bevarandet av hotade arter – vedskalbaggar som vägvisare till kärnområdena. Fauna och Flora 96(2):59-70.

Nilsson, S.G. (2008). Rödlistade och sällsynta vedskalbaggar i Strömsrum, Småland. Entomologisk tidskrift. 129(3):149-163.

Nilsson, S.G. & Huggert, L. (2001). Vedinsektsfaunan i Hornsö–Allgunnenområdet i östra Småland. Rapport 2001:28. Länsstyrelsen. Kalmar.

Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Eliasson, P. & Ljungberg, H. (2006). Biodiversity and sustainable forestry in changing landscapes- principles and southern Sweden as an example. Journal of sustainable forestry 21: 11-43.

Palm, T. (1959). Die Holz- und Rinden-käfer der Süd-und Mittelschwedischen Laubbäume. Opuscula entomologica: Supplementum 16: 1-374.

Sveriges lantbruksuniversitet-SLU. (2013). Riksskogstaxeringen-Officiell statistik om de svenska skogarna.

[http://skogsstatistik.slu.se/pxweb/sv/OffStat/OffStat\\_Skogsmark\\_Virkesf%C3%B6rr%C3%A5d/Tabell25.px/table/tableViewLayout2/?rxid=98eaa676-ff61-40ac-b9b0-5bfdc7fa7d2f](http://skogsstatistik.slu.se/pxweb/sv/OffStat/OffStat_Skogsmark_Virkesf%C3%B6rr%C3%A5d/Tabell25.px/table/tableViewLayout2/?rxid=98eaa676-ff61-40ac-b9b0-5bfdc7fa7d2f) [2017-02-17].

Sandström, J., Bjelke, U., Carlberg, T. & Sundberg, S. (2015). Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken Rapporterar 17. ArtDatabanken, SLU. Uppsala

Sarac, Isak. (2016). Explaining population size of the saproxylic beetle *Prionus coriarius* as a function of available dead wood resources. Masteruppsats. Alnarp: SLU-Sveriges lantbruksuniversitet/Institutionen för växtförädling.

[http://stud.epsilon.slu.se/9706/1/sarac\\_i\\_161003.pdf](http://stud.epsilon.slu.se/9706/1/sarac_i_161003.pdf) [2017-01-20].

Skogsstyrelsen. (2007). Nyckelbiotoper-unika skogsområden. Jönköping.

<http://www.skogsstyrelsen.se/Global/myndigheten/Skog%20och%20miljo/Biologisk%20m%C3%A5ngfald/nyckelbiotoper%20webb.pdf> [2017-02-23].

Skogsstyrelsen. (2015). Anmäld areal för uttag av skogsbränsle i form av grenar och toppar.

<http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Statistik/Amnesomraden/Avverkning-och-virkesmatning/Tabeller--figurer/>) [2017-01-30].

SMHI. (2016). Årsmedeltemperaturer.

<http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/kartor/monYrTable.php?myn=13&par=tmpYr> [2017-02-01].

Sveaskog. (2008). Ekoparksplan Hornsö. Växjö: Sveaskog. [Broschyr] Tillgänglig:

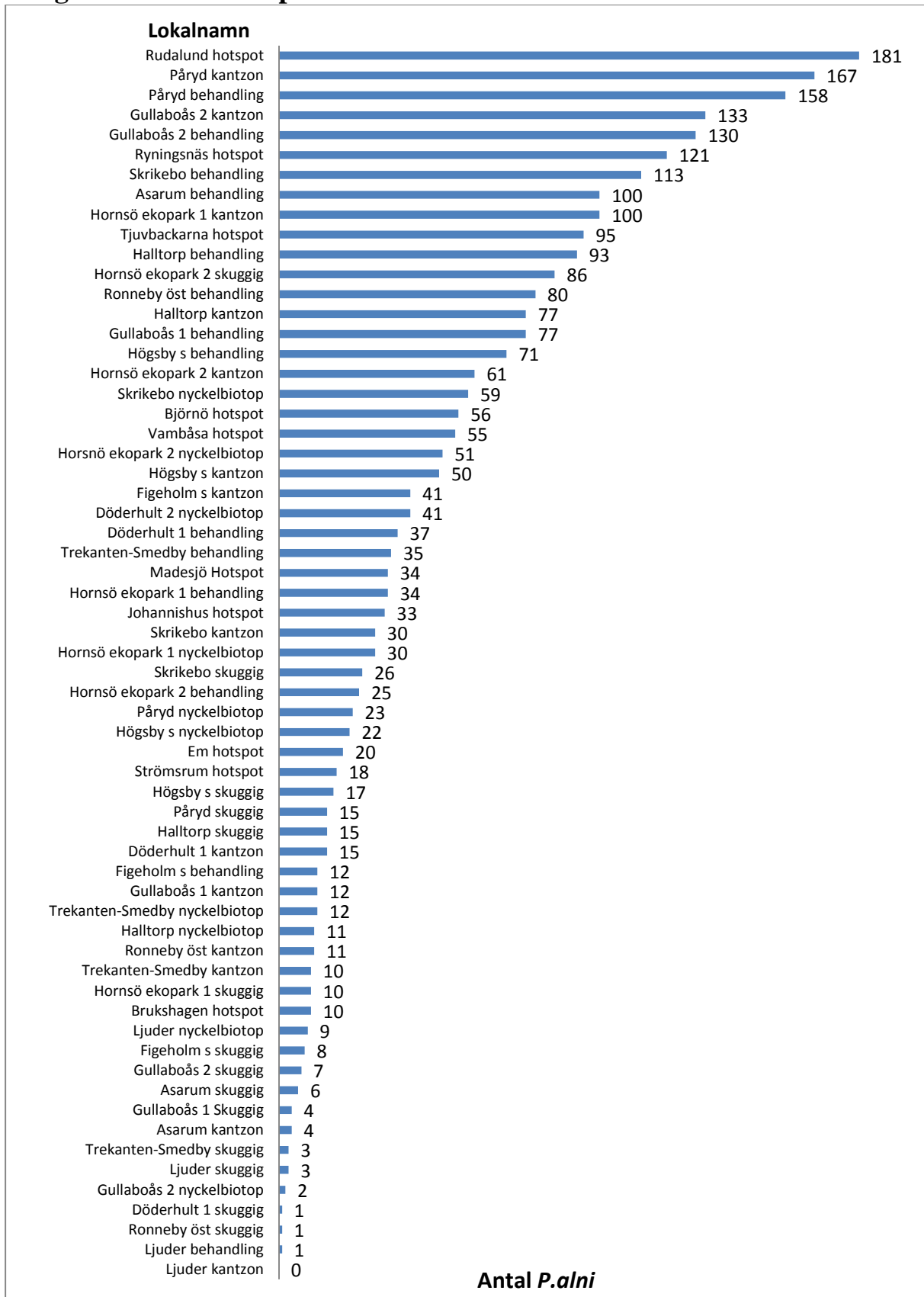
<http://www.sveaskog.se/Documents/Jakt,%20fiske%20och%20friluftsliv/Ekoparker/EkoparksplanHorns%C3%B6.pdf> [2017-02-28].

Vera, F.W.M.(2000). Grazing ecology and forest history. CABI Publishing. Oxford, UK.

Webb, A. & Coates, D. (2012). Biofuels and Biodiversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal, Technical Series No. 65, 69 pages

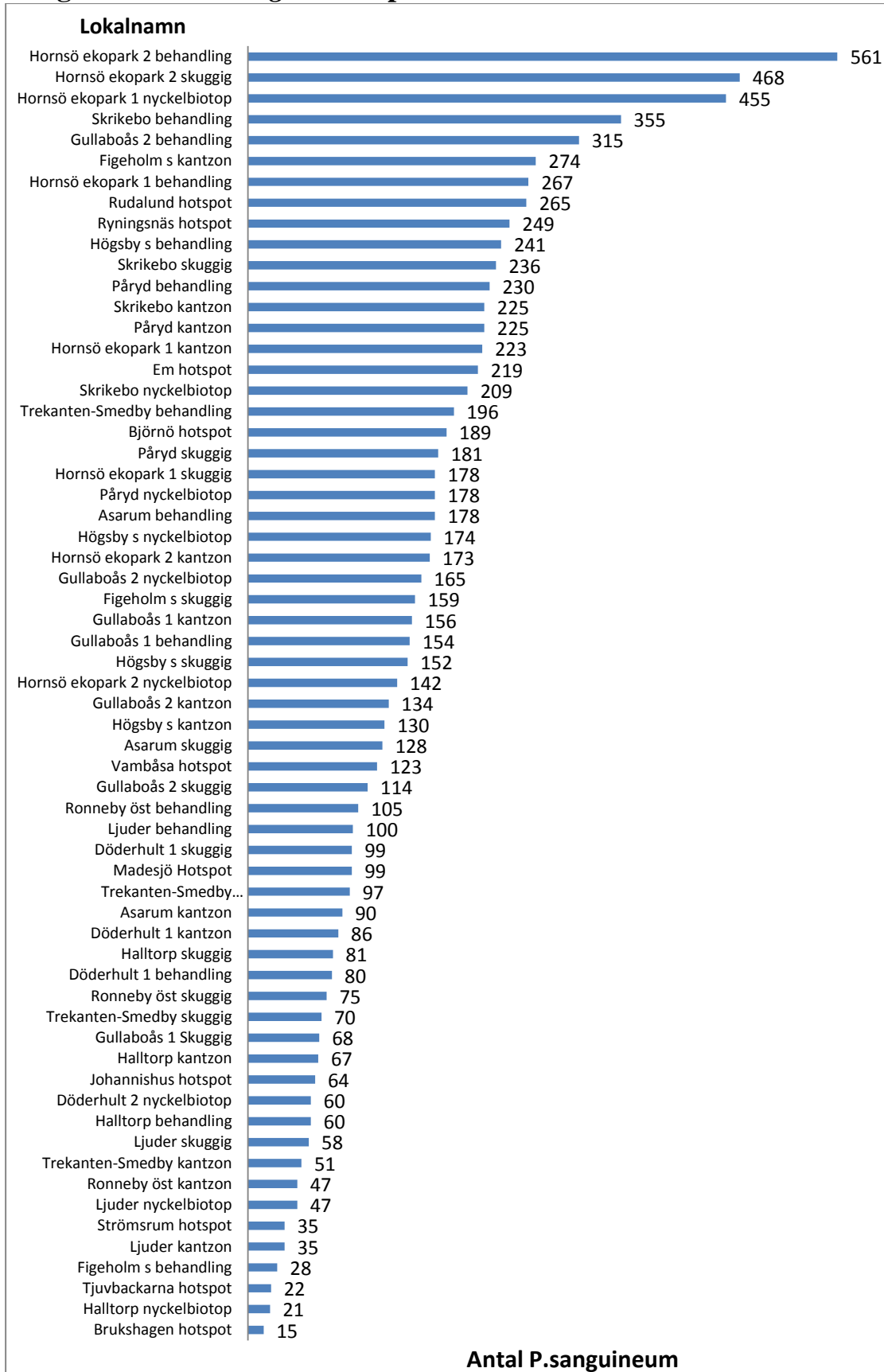
Witzgall, P., Kirsch, P. & Cork, A. (2010). Sex pheromones and their impact on pest management. *Journal of chemical ecology* 36: 80-100.

## Bilaga 1 Antal *P. alni* per lokal



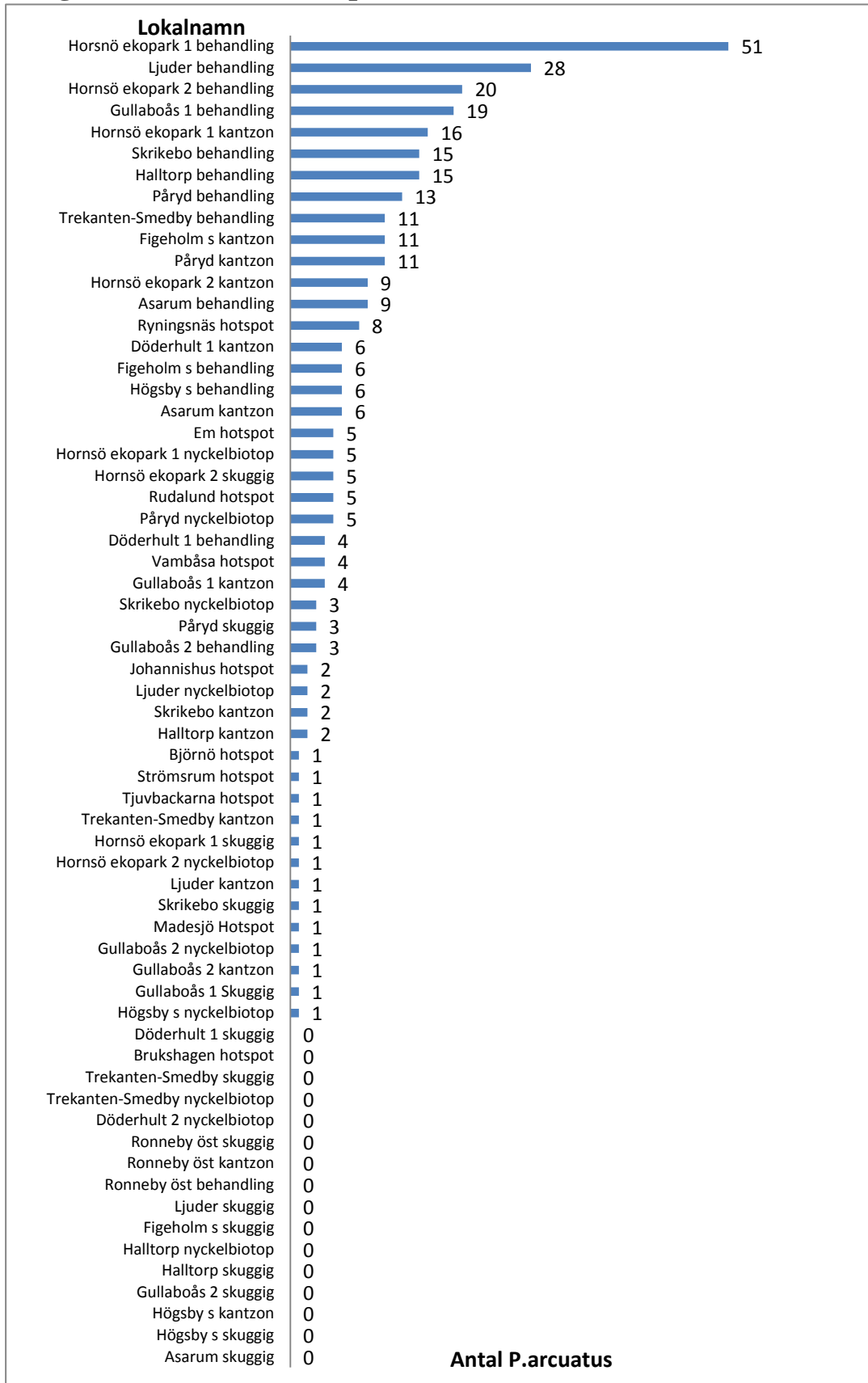
Figur 21. Total fångst av *Poecilium alni* på respektive studielokal.

## Bilaga 2 Antal *P. sanguineum* per lokal



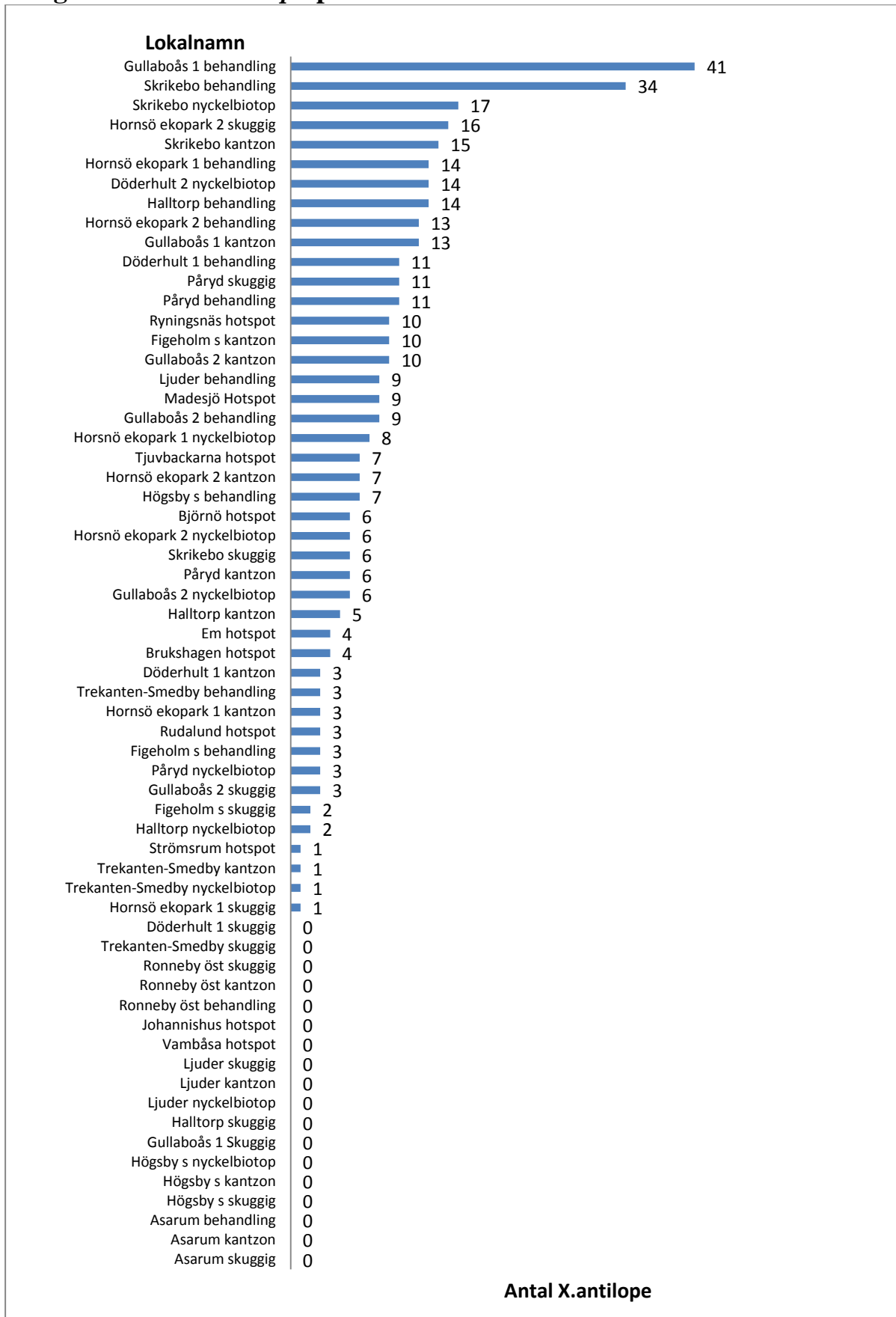
Figur 22. Total fångst av *Pyrrhidium sanguineum* på respektive studielokal.

### Bilaga 3 Antal *P. arcuatus* per lokal



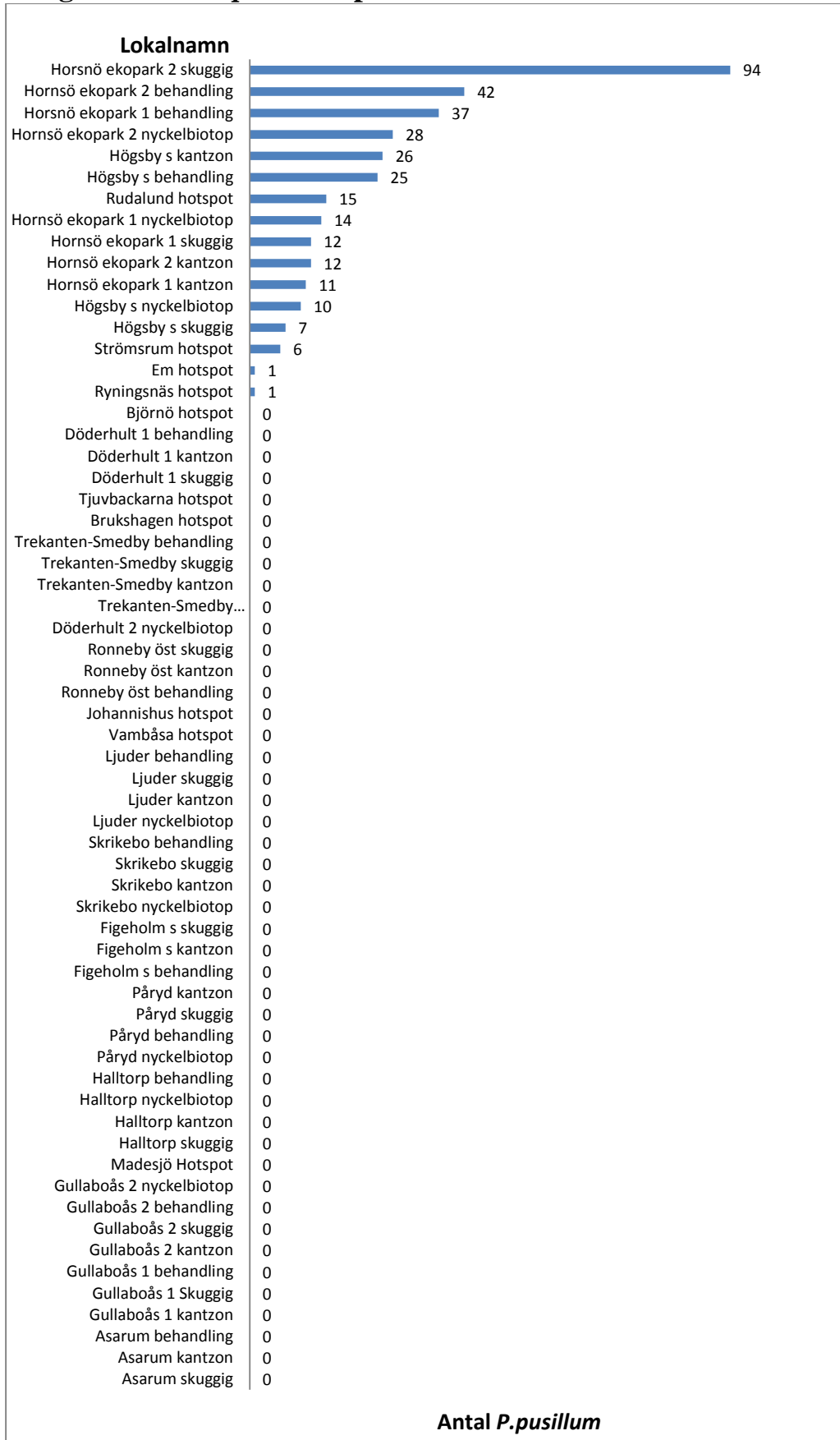
Figur 23. Total fångst av *Plagionotus arcuatus* på respektive studielokal.

## Bilaga 4 Antal *X. antilope* per lokal



Figur 24. Total fångst av *Xylotrechus antilope* på respektive studielokal.

## Bilaga 5 Antal *P. pusillum* per lokal



Figur 25. Total fångst av *Poecilium pusillum* på respektive studielokal.



## Bilaga 6 Lokalkoordinater

Tabell 4. Koordinater angivna i Sweref 99 för respektive studielokal.

Lokalnamn	Koordinater	
	Nord	Syd
Asarum behandling	491856	6229688
Asarum kantzon	491542	6229328
Asarum skuggig	491597	6229276
Björnö hotspot	582556	6292760
Brukshagen hotspot	580951	6282727
Döderhult 1 behandling	588701	6344668
Döderhult 1 kantzon	589237	6345041
Döderhult 1 skuggig	589266	6345102
Döderhult 2 nyckelbiotop	587372	6341458
Em hotspot	590821	6332323
Figeholm s behandling	593699	6356718
Figeholm s kantzon	590664	6355911
Figeholm s skuggig	590872	6356008
Gullaboås 1 behandling	552872	6255327
Gullaboås 1 kantzon	553362	6256623
Gullaboås 1 Skuggig	553344	6256596
Gullaboås 2 behandling	552934	6255184
Gullaboås 2 kantzon	553932	6255928
Gullaboås 2 nyckelbiotop	550075	6257875
Gullaboås 2 skuggig	553916	6255956
Halltorp behandling	563472	6261868
Halltorp kantzon	564431	6262635
Halltorp nyckelbiotop	568550	6262272
Halltorp skuggig	564389	6262699
Hornsö ekopark 1 kantzon	571314	6318610
Hornsö ekopark 1 skuggig	571254	6318598
Hornsö ekopark 2 behandling	564994	6318225
Hornsö ekopark 2 kantzon	571580	6316677
Hornsö ekopark 2 nyckelbiotop	566053	6315240
Hornsö ekopark 2 skuggig	571543	6316650
Horsnö ekopark 1 behandling	563727	6318931
Horsnö ekopark 1 nyckelbiotop	565731	6316054

Högsby s behandling	562534	6333258
Högsby s kantzon	557646	6332725
Högsby s nyckelbiotop	564536	6334976
Högsby s skuggig	557731	6332727
Johannishus hotspot	525982	6234051
Ljuder behandling	517651	6282696
Ljuder kantzon	518380	6281720
Ljuder nyckelbiotop	520262	6280747
Ljuder skuggig	518392	6281804
Madesjö Hotspot	553773	6288693
Påryd behandling	556804	6268230
Påryd kantzon	557106	6268890
Påryd nyckelbiotop	557021	6269099
Påryd skuggig	557179	6268882
Ronneby öst behandling	520500	6230417
Ronneby öst kantzon	518728	6230558
Ronneby öst skuggig	518717	6230615
Rudalund hotspot	567720	6332308
Ryningsnäs hotspot	555717	6347840
Skrikebo behandling	583577	6356122
Skrikebo kantzon	583481	6354569
Skrikebo nyckelbiotop	588540	6356920
Skrikebo skuggig	583500	6354552
Strömsrum hotspot	584944	6312190
Tjuvbackarna hotspot	580235	6282446
Trekanten-Smedby behandling	569662	6281868
Trekanten-Smedby kantzon	570138	6283740
Trekanten-Smedby nyckelbiotop	575330	6282062
Trekanten-Smedby skuggig	570087	6283723
Vambåsa hotspot	528464	6226231