

Onttojen puiden lahoppuukovakuoriaiset
— kolmen pyydystyypin vertailu

Maisterin tutkielma
Pia-Maria Thomssen
Helsingin yliopisto
Metsätieteiden laitos
Joulukuu 2011

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty		Laitos — Institution — Department	
Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Metsätieteiden laitos	
Tekijä — Författare — Author			
Pia-Maria Elisabet Thomssen			
Työn nimi — Arbetets titel — Title			
Onttojen puiden lahoppuukovakuoriaiset — kolmen pyydystyyppin vertailu			
Oppiaine — Läroämne — Subject			
Metsäekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level		Aika — Datum — Month and year	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages
Maisterin tutkielma		Joulukuu 2011	57 s. + 1 liite
Tiivistelmä — Referat — Abstract			
<p>Vanhat ja ontot puut ovat tärkeä elinympäristö monelle lahoppuusta riippuvaiselle eliölajille. Onttoihin puihin on erikoistunut suuri määrä myös vaarantuneita ja harvinaisia hyönteislajeja, jotka elävät puun onkalon seinämällä tai onkalon pohjalle kerääntyvässä orgaanisessa aineksessa, ns. mulmissa. Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, mikä kolmesta pyydystyyppistä (ikkuna-, vuoka- ja kuoppapyydys) soveltuu parhaiten onttojen puiden lahoppuukovakuoriaisten pyyntiin. Lisäksi tavoitteena oli kartoittaa hyönteisnäytteiden ensimmäiseen laboratoriokäsittelyyn vaadittua aikaa.</p> <p>Tutkimuksessa oli mukana vanhoja rungostaan ontoutuneita lehmuksia, tammia ja vaahteroita pääkaupunkiseudun puisto- ja kartanoalueilta. Puiden onkaloiden sisään aseteltiin ikkuna-, vuoka- ja kuoppapyydiksiä, kaksi kutakin tyyppiä ja ne tyhjennettiin kolmen viikon välein touko-heinäkuussa 2006. Pyydiksiä oli siis yhteensä 90 per pyyntijakso. Kun näytteistä eroteltiin halutut hyönteislahkot (mukaanlukien kovakuoriaiset) niiden käsittelyyn käytetty aika kirjattiin ylös.</p> <p>Aineistosta tunnistettiin yhteensä 3825 kovakuoriaisyksilöä ja 212 lajia, joista lahoppuusta riippuvaisia oli yhteensä 3398 yksilöä ja 121 lajia. Ikkunapyydöksissä esiintyi yhteensä 1639 yksilöä ja 140 lajia, vuokapyydöksissä 1506 yksilöä ja 134 lajia, kuoppapyydöksissä 680 yksilöä ja 111 lajia. Näytteiden käsittelyaikojen keskiarvot olivat 48,3 minuuttia ikkunapyydökselle, 65,5 minuuttia vuokapyydökselle ja 34,1 kuoppapyydökselle. Lajistokootumuksen huomioiva β-diversiteetti erosi huomattavasti pyydysten välillä, se oli 36,5 % ikkuna- ja vuokapyydysten välillä, 13,1 % ikkuna- ja kuoppapyydysten välillä ja 14,2 % vuoka- ja kuoppapyydysten välillä.</p> <p>Ikkuna- ja vuokapyydysten välillä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa saproksyytilajien ($p < 0,05$), -yksilöiden ($p < 0,05$) tai käsittelyaikojen ($p < 0,05$) keskiarvoissa. Ikkuna- ja vuokapyydöksillä saatiin keskimäärin selvästi enemmän saproksyytilajeja ja -yksilöitä kuoppapyydykseen verrattuna. Kuoppapyydöksellä saatiin kokonaisyksilömäärään verrattuna suhteellisesti vähemmän saproksyytlejä (59 %) kuin ikkuna- (69 %) ja vuokapyydöksillä (71 %). Ikkunapyydykset olivat tehokkain pyydystyyppi vertailtaessa pyydysten keräämää saproksyyliyksilömäärää suhteessa aineiston käsittelyn vaatimaan aikaan. Tehokkuus (yksilöä minuutissa) ikkunapyydökselle oli 0,74, vuokapyydökselle 0,43 ja kuoppapyydökselle 0,21.</p> <p>Ikkunapyydiksiä ei ole aikaisemmin käytetty puun onkalon sisällä hyönteisiä pyydetessä vaan ne ovat aikaisemmissa tutkimuksissa roikkuneet onkalon ulkopuolella. Ikkunapyydykset kuitenkin toimivat erinomaisesti myös onkaloiden sisällä. Ikkuna- sekä vuokapyydys toimivatkin selkeästi paremmin lahoppuukovakuoriaisten pyynnissä verrattuna kuoppapyydykseen, jonka poisjättäminen olisi kuitenkin tuottanut huomattavasti lajiköyhemmän aineiston. Mahdollisimman monimuotoisen onttojen puiden lahoppuukovakuoriaislajiston keräämiseksi tulisi käyttää ikkuna- tai vuokapyydiksiä yhdessä kuoppapyydysten kanssa.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords			
Lahoppuukovakuoriaiset, ontot puut, ikkunapyydys, vuokapyydys, kuoppapyydys			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited			
Metsätieteiden laitos ja Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information			

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty		Laitos — Institution — Department	
Faculty of Agriculture and Forestry		Department of Forest Sciences	
Tekijä — Författare — Author			
Pia-Maria Elisabet Thomssen			
Työn nimi — Arbetets titel — Title			
Saproxylic beetles in hollow trees – a comparison of three trap types			
Oppiaine — Läroämne — Subject			
Forest ecology			
Työn laji — Arbetets art — Level		Aika — Datum — Month and year	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages
Master's thesis		December 2011	57 p. + 1 appendix
Tiivistelmä — Referat — Abstract			
<p>Old hollow trees are an important habitat for many saproxylic species. A number of threatened and rare insects are specialized on tree hollows and live in the walls of cavities or in the loose wood mould accumulating in the bottom of the hollow. In this study, I compared the species richness and composition of Coleoptera in hollow trees caught with three trap types, window, aluminium foil and pitfall traps. Furthermore, I compared the time spent handling each sample of the different trap types, when sorting all insect orders (including Coleoptera) from the material.</p> <p>The material was gathered in parks and mansion areas in the Helsinki metropolitan area. Window, foil and pitfall traps were placed inside cavities of <i>Tilia cordata</i>, <i>Acer platanoides</i> and <i>Quercus robur</i> trees. In each tree two of each trap type was placed, i.e. six traps per tree, making a total of 90 traps. The traps were emptied every third week during May to July 2006. When the samples were sorted for the first time to separate different insect orders, the duration of time spent sorting each sample was documented.</p> <p>A total of 3825 Coleoptera individuals from 212 species were caught, of which 3398 individuals from 121 species were saproxylic. Window traps caught 1639 individuals from 140 species, foil traps caught 1506 individuals from 134 species, and pitfall traps caught 680 individuals from 111 species. The time spent sorting each sample was on the average shortest with pitfall traps and longest with aluminium foil traps. The β-diversity (species composition and abundance) differed between the three trap types. The β-diversity between window and foil, window and pitfall, and foil and pitfall traps was 37%, 13% and 14% respectively.</p> <p>In addition for the average number of saproxylic beetle species and individuals, the average time spent sorting each sample differed statistically significantly between window and pitfall traps ($p < 0,05$), and foil and pitfall traps ($p < 0,05$). Window and foil traps caught, on the average, clearly more saproxylic species and individuals as compared with pitfall traps. Pitfall traps also caught, on the average, less saproxylic beetles out of total beetle individuals (59%) than window (69%) and foil traps (71%). Window traps were the most efficient concerning the average number of saproxylic beetle individuals in relation to the average time spent sorting each sample. Efficiency value (individuals/minute) for each trap type was 0,74 for window, 0,43 for aluminum foil and 0,21 for pitfall traps.</p> <p>Window traps have never before been used inside tree hollows, they have only been used to collect insects outside the cavities. However they functioned outstandingly inside the cavities. In this study pitfall traps were clearly outperformed by window and foil traps, still many species, even some threatened ones, would have been lost without them. To achieve as diverse a species composition as possible it is recommended to use either window or foil traps parallel with pitfall traps.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords			
Saproxylic beetles, hollow trees, window trap, aluminium foil trap, pitfall trap			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited			
Department of Forest Sciences and Viikki Science Library			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information			

KIITOKSET

Kiitän ohjaajiani professori Eero Nikinmaata (Helsingin yliopisto), tohtori-koulutettava Elina Peuhua (Helsingin yliopisto) ja varttunut tutkija Juha Siitosta (Metsäntutkimuslaitos). Juha Siitonen myös määritteli tutkielmassani käsittelemäni kovakuoriaisaineiston ja suunnitteli tutkimushankkeen Elina Peuhun kanssa. Suurkiitos Elina Peuhulle ja Meeri Karviselle aineiston keruusta kesällä 2006. Kiitän Helsingin kaupunkia ja Vantaan seurakuntayhtymää aineiston keruun mahdollistamisesta. Kiitän myös sekä Metsäntutkimuslaitosta pyydysten ja harsojen lainaamisesta että sen työntekijöitä, Elina Peuhua ja Stella Thompsonia avusta aineiston käsittelyssä. Kiitän rahallises-ta tuesta Helsingin yliopistoa ja Helsingin Hyönteistieteellistä Yhdistystä. Erityiskiitos Elina Peuhulle rohkaisusta osallistua kansainvälisiin konferens-seihin. Lopuksi lämmin kiitos avomiehelleni Pauli Lapille, joka oli korvaamaton tuki ja apu koko työn ajan.

SISÄLLYS

1 JOHDANTO	1
1.1 Lahopuuhyönteiset ja ontot puut	1
1.1.1 Lahopuuhyönteiset tutkimuksen kohteena	1
1.1.2 Ontot puut tutkimuksen kohteena	3
1.3 Hyönteisaineiston keräys entomologisia tutkimuksia varten	5
1.3.1 Hyönteispyydykset	5
1.3.2 Suoran etsinnän menetelmiä	8
1.4 Haasteet onttojen puiden kovakuoriaisten tutkimuksissa.....	10
1.4.1 Pyynnin erityispiirteet	10
1.4.2 Onttojen puiden ja niissä elävien kovakuoriaisten suojele	13
1.5 Tutkimuksen tavoitteet.....	14
2 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	16
2.1 Pyydykset	16
2.2 Tutkimusalueet ja -puut	19
2.3 Aineisto	22
2.3.1 Pyydyksvertailu	22
2.3.2 Aineiston käsittelyajan seuranta.....	23
2.4 Hyönteisaineiston käsittely.....	24
2.5 Aineiston tilastollinen testaus	25
2.5.1 Testiryhmät.....	25
2.5.2 Pyydyksvertailu	26
2.5.3 Aineiston käsittelyn ajankäytön seuranta ja pyydysten tehokkuus	30
3 TULOKSET.....	31
3.1 Kovakuoriaislajit ja -yksilömäärät.....	31
3.2 Pyydyksvertailu	34
3.3 Aineiston käsittelyaika.....	38
3.4 Pyydysten tehokkuus	41

4 TULOSTEN TARKASTELU	41
4.1 Lajiston monimuotoisuus	41
4.2 Pyydysvertailu	43
4.3 Pyydysten toimivuus onttojen puiden sisällä.....	46
5 JOHTOPÄÄTÖKSET	47
Kirjallisuus.....	49

Liite 1. Lajilista

1 JOHDANTO

1.1 Lahopuuhyönteiset ja ontot puut

1.1.1 Lahopuuhyönteiset tutkimuksen kohteena

Selkärangattomia eliöitä, jotka ainakin jossain vaiheessa elinkiertoaan ovat riippuvaisia lahopuusta, tai muista lahopuulla elävistä eliöistä, kutsutaan saproksyyleiksi (Speight 1989). Suomessa on arvioitu olevan 4000–5000 tällaista eliölajia, ja ne muodostavat jopa neljänneksen maamme metsälajeista (Siitonen 2001). Eniten saproksyyllilajeja on sienissä (Fungi), kovakuoriaisissa (Coleoptera), loispistiäisissä (Hymenoptera: Ichneumonidae) ja kaksisiipisissä (Diptera) (Tonteri & Siitonen 2001).

Viime vuosisadan metsänkäytön muutokset ovat voimakkaasti vaikuttaneet lahopuun määrän sekä lahopuusta riippuvaisten eliöiden vähenemiseen (Speight 1989, Berg ym. 1994, Jonsell ym. 1998). Lahopuun väheneminen on merkittävin ensisijainen uhanalaisuuden syy 168:lle ja uhkatekijä 170 metsälajille (Rassi ym. 2010). Uhanalaisista kovakuoriaisista yli kolmannes on riippuvainen lahopuusta (Hyvärinen ym. 2010). Lahopuukovakuoriaisiin onkin viimeisen parinkymmenen vuoden aikana kiinnitetty paljon huomiota sillä lajien esiintymisestä ja runsaudesta on kaivattu lisää tietoa riittävien suojelutoimien kohdentamiseksi (mm. Speight 1989, Siitonen 1994, Økland 1996, Kaila ym. 1997, Ranius & Jansson 2002, Martikainen & Kouki 2003,

Jacobs ym. 2007). Vaikka lahopuun kokonaismäärä on Suomessa kääntynyt hitaaseen kasvuun (Ihalainen ja Mäkelä 2009), ei siitä riippuvainen lajisto osoita elpymisen merkkejä (Rassi ym. 2010).

Erilaisten elinympäristöjen tärkeyden arvioimiseksi ja tilan seuraamiseksi tutkitaan usein kovakuoriaisia (Ranius & Jansson 2002, Martikainen & Kouki 2003, Jonsell ym. 2004). Koska lähes puolet kovakuoriaislajeista esiintyy metsissä ja lähes kaikissa mahdollisissa metsien pienelinympäristöissä, voidaan lajien esiintymisen avulla havaita eroja esimerkiksi luonnon-tilaisten ja käsiteltyjen alueiden välillä (Martikainen ym. 2000).

Hyönteiskartoituksen suorittaminen vaatii ympäristöönsä soveltuvien menetelmien käyttöä. Sillä hetkellä käsillä olevaan tutkimukseen sopivan hyönteisaineiston keräämiseksi täytyy valita oikeanlainen pyyntimenetelmä. Onkin tärkeää ymmärtää eri menetelmien välisiä eroja ja kuinka ne toimivat erilaisissa ympäristöissä. Usein hyönteislajiston kartoitusten yhteydessä on saatu tietoa myös keräysmenetelmien eroista, vaikka tutkimus ei näihin varsinaisesti ole keskittynytäkään (mm. Siitonen 1994, Ranius ym. 2009b). Myös varsinaisia pyydysvertailuja on tehty useita (mm. Økland 1996, Ranius & Jansson 2002, Hyvärinen ym. 2006) mutta lisää tietoa kaivataan silti yhä, sillä hyönteisten keräys ja tunnistaminen voi olla hyvinkin työlästä ja aikaa vievää (Martikainen & Kouki 2003). Tässä tutkielmassa on keskitytty kovakuoriaisten pyyntiin ontoista puista, aihe josta toistaiseksi on tehty vain vähän kattavia tutkimuksia varsinkaan Suomessa.

1.1.2 Ontot puut tutkimuksen kohteena

Lahopuun esiintyminen ei ole rajoittunut ainoastaan metsiin vaan lahoa puuainesta esiintyy myös kaupunkialueilla. Useiden tutkimusten tuloksista ilmenee, että kaupunkipuistojen ontoissa puissa esiintyy huomionarvoinen lajisto, joka koostuu varsinkin lahopuusta riippuvaisista hyönteisistä (Ranius & Jansson 2000, Ranius & Jansson 2002, Jonsell 2004). Puisto- ja kartanoalueilla kasvavat jalot lehtipuut voivat olla hyvinkin vanhoja ja järeitä ja koostua osittain lahonneista osista. Iän myötä puiden sydänpuu alkaa lahota ja saatta ontoutua jopa kokonaan (Ehnström & Axelsson 2002). Osa puista säilyy pystyssä ja niiden lehvästö elinvoimaisena hyvinkin pitkään rungon lahoamisen alettua (Rainio 1977). Tällainen puu on pitkäkestoinen elinympäristö myös siinä eläville eliöille. Yhdessä ontossa puussa saattaa olla hyvinkin paljon erikokoisia koloja ja onkaloita, joita kovakuoriaiset voivat käyttää suojanaan ja ravinnon haussa (Speight 1989).

Onttojen puiden sisälle muodostuu lahoa irtonaista puuainesta, ns. mulmia. Mulmi koostuu kuolleiden hyönteisten osista ja hyönteisten ulosteista, vanhoista linnunpesistä, lehtikarikkeesta, sienirihmastosta ja muusta orgaanisesta materiaalista, jota kertyy onkalon pohjalle (Ranius & Jansson 2002, Jonsell 2004). Puun sisällä on tällöin sekä lahoa että elävää puuainesta, tarjoten lahopuueliöille vaihtelevan ja ravinnerikkaan elinympäristön (Ranius 2001).

Suurten onttojen puiden sisällä vuorokausittainen ja vuosittainen lämpötilavaihtelu on pienempää ulkopuoliseen ympäristöön verrattuna ja tarjoaa siten

stabiilimman pienilmaston siellä eläville hyönteisille (Wiebe 2001). Puun rungon monet onkalot saattavat olla eri tavoin paljastuneita auringon valolle tai sateelle, jolloin yhdessä puussa on paljon toisistaan eroavia elinympäristöjä esimerkiksi valon ja kosteuden suhteen (Speight 1989). Jalot lehtipuut voivat kasvaa huomattavan järeiksi (Söyrinki 1985, Tyystjärvi 1994), ja muodostavat siten monimuotoisen elinympäristön. Tammella jo yli 30 cm rinnankorkeusläpimitta voi indikoida tärkeää monimuotoisuuden keskittymää (Sverdrup-Thygeson 2010).

Onttoihin puihin erikoistuneet selkärangattomat lajit suosivat lehtipuita, jopa n. 90 % lajeista tavataan ainoastaan lehtipuilta (Jonsell ym. 1998). Jonsellin ym. (1998) mukaan Ruotsin 542 uhanalaisesta lahoppuhyönteislajista 107 elää ontoissa puissa ja näistä 64 lajia ovat rajoittuneita vain tähän kyseiseen elinympäristöön. Ontoissa puissa on jopa arvioitu olevan rikkaampi kovakuoriaislajisto kuin missään muussa elinympäristössä (Ranius & Jansson 2000, Jonsell 2004). Hyönteisten lisäksi onttoja puita suosivia eläimiä ovat myös lepakot ja linnut (Foster & Kurta 1999, Martin & Eadie 1999) ja hämähäkkieläimiin kuuluvista valeskorpioneistakin useita lajeja tavataan ontoista puista (Ranius & Wilander 2000).

Suomessa onttojen puiden hyönteisten pyynnistä on kuitenkin vasta vähän tutkimustietoa, eikä esim. kattavia lajistokartoituksia ole vielä paljoakaan tehty. Kaupunkialueilla esiintyvät vanhat koristepuut voivat kuitenkin olla merkittävässä asemassa monen lajin säilymiselle alueilla, joilla vanhaa metsää ei enää esiinny (Penttinen ym. 2010). Rassi ym. (2010) arvioivat, että

osa ensisijaisesti metsissä elävistä lajeista voi elää myös puistoissa ja puutarhoissa. Myös moni vaateliias lehtojen laji voisi säilyä kartano- ja puistoalueiden jaloissa lehtipuissa alueilla, joissa niiden luontaiset elinympäristöt ovat hävinneet (Penttinen ym. 2010).

1.3 Hyönteisaineiston keräys entomologisia tutkimuksia varten

1.3.1 Hyönteispyydykset

Hyönteispyydysten avulla voidaan tutkia, mitä hyönteislajeja pitkällä aikavälillä ympäristössä esiintyy. Pyydykset asetellaan paikoilleen ja niitä käytään tyhjentämässä tietyn väliajoin. Pyyntiä voi silloin suorittaa myös usealta alueelta samanaikaisesti, mikä parantaa tutkimuksen kustannustehokkuutta. Pyydyksillä on myös joissain tapauksissa mahdollista kerätä elävä aineisto, jos ne tyhjennetään tarpeeksi usein (Ranius ym. 2009b). Usein pyydyksissä on kuitenkin säilöntäainetta sisältävää nestettä, johon hyönteiset hukkuvat. Jotta eri alueiden aineistoja voidaan verrata keskenään, on tärkeää, että pyynti on suoritettu samalla tavalla molemmilla alueilla (Blaustein & Spencer 2005). Samanlaisia pyydyksiä ja pyydysasetelmia käyttäen voidaan eri alueiden pyynnit standardisoida ja niiden keräämää lajistoa on helpompi verrata keskenään.

Pyödykset ovat joko niin sanotusti passiivisia tai aktiivisia (Leather & Watt 2005). Passiivinen pyödyks perustuu sattumaan, eli hyönteinen esimerkiksi törmää tai putoaa pyödykseen liikkueaan elinympäristössä, johon pyödyks on asetettu (Leather & Watt 2005). Esimerkiksi malaise-pyödyks, jossa hyönteinen joutuu pyödykseen lentokäyttäytymisen perusteella, sopii hyvin kaksisiipisten (Diptera), perhosten (Lepidoptera) ja pistiäisten (Hymenoptera) pyödyksiin (Ozanne 2005). Maahan kaivettavia kuoppapyödyksiä (Greenslade 1964) käytetään usein maassa liikkuvien hyönteisten pyödyksiin. Ne pyödyttävät usein tehokkaasti mm. heimoihin Carabidae (maakiitäjäiset) ja Byrrhidae (nuppokuoriaiset) kuuluvia kovakuoriaisia (Greenslade 1964, Hyvärinen ym. 2006). Aktiivinen pyödyks sisältää yleensä jonkinlaisen houkuttimen tai syöttiin, jonka perässä hyönteinen tulee pyödykseen (Leather & Watt 2005). Esimerkiksi joitakin yöllä lentäviä kaksisiipisiä ja perhosia on helppo houkuttaa valon avulla (Young 2005). Pyödyksissä saatetaan myös käyttää tietyn hyönteislajin feromoneja houkutinaineena (Larsson ym. 2003, Svensson ym. 2003). Hyönteisten liikkuminen, lentäminen ja muut käyttäytymisen piirteet vaikuttavat siis myös pyödyksen tehokkuuteen.

Ikkuna- ja runko-ikkunapyödykset ovat paljon käytettyjä pyödyksityyppejä (mm. Kaila ym. 1997, Martikainen ym. 2000, Jonsell 2004, Jacobs ym. 2007). Ikkunapyödyks koostuu maljamaisesta astiasta, jonka päälle on kiinnitetty läpinäkyvä levy, ”ikkuna”, poikkisuoraan astiaan nähden. Ikkunapyödyksen roikkuvat yleensä puiden välissä onkaloiden korkeudella (Ranius & Jansson 2002). Kun hyönteinen lentäessään törmää levyyn, se putoaa alapuolella olevaan astiaan. Runkoikkunapyödyks on varsinaisen ikkunapyödyksen

dyksen muunnos, joka on tarkoitettu kiinnitettäväksi puun runkoon kiinni (Kaila 1993). Ikkunapyydykset ovat varsin helppoja tyhjentää, sillä niiden irrottaminen narusta tai naulasta ja takaisin kiinnittäminen on helppoa ja nopeaa, ja säästää siten aikaa pyydysten asettelu- ja tyhjennysvaiheessa. Ikkunapyydysten huonona puolena on, että toukkavaiheen yksilöt eivät päädy ilmassa roikkuviin pyydyksiin ja huonosti lentävät tai pääasiassa maassa ryömimällä liikkuvat hyönteiset ovat niissä usein aliedustettuina (Økland 1996).

Maassa liikkuvia hyönteisiä pyydetessä kuoppapyydyks on yleensä paras vaihtoehto. Øklandin (1996) mukaan ikkunapyydyks sopii paremmin laajemman alueen lajiston kartoitukseen tai vertailuun kun taas runkoikkunapyydyksen avulla saadaan tarkempaa tietoa tietyn tyyppistä kasvu-alueesta (esim. puun rungon ominaisuuksien tai puulajin vaikutus) suosivasta lajistosta. Paras tulos lajistokartoituksissa saatetaan saada kuitenkin silloin kun ikkuna- tai runkoikkunapyydyksiä käytetään yhdessä muiden pyydystyyppien, esimerkiksi kuoppapyydysten kanssa (Økland 1996).

Pyydysten huonona puolena on, että niiden keräämän aineiston käsittely vaatii usein paljon aikaa jos hyönteisiä on paljon ja ne täytyy erotella (Ozanne 2005). Jos tutkimukseen valittujen pyydysten avulla ei pystytä rajoittamaan kerättyä aineistoa haluttuun ryhmään, saadaan paljon sellaisia lajeja ja yksilöitä, jotka eivät sen hetkisen tutkimuksen kannalta ole mielenkiintoisia. Pyydykset saattavat myös täyttyä kaikenlaisesta muusta aineksesta, kuten esimerkiksi karikkeesta tai sadevedestä, ellei niitä suojata (Uetz &

Unzicker 1976). Tällöin laboratorioon sijoittuva aineiston ensimmäisen käsittelyn työvaihe voi olla työläs ja aikaa vievä kun pyydyksiin joutuneet hyönteiset erotellaan toisistaan ja muusta pyydykseen joutuneesta aineksesta.

Täsmäpyyntiä voidaan suorittaa mm. lajispesifisen feromonin avulla. Sitä on usein käytetty tuhohyönteisten torjuntapyyntiessä mutta Ruotsissa se on laajalti tutkimuskäytössä ontoissa puissa esiintyvällä erakkokuoriaisella (Larsson ym. 2003, Svensson ym. 2003, Faccoli & Stergulg 2008). Kova-kuoriaislajin koiraan sukupuolihormoni on onnistuttu eristämään ja sen avulla pyytämään naarasyksilöitä (Larsson ym. 2003, Svensson ym. 2003). Tämän tyyppisiin lajeihin sidottujen hormonien avulla saadaan pyydettyä juuri sitä, mitä halutaan, mikä helpottaa myös aineiston käsittelyä. Feromonin eristäminen saattaa kuitenkin olla työlästä ja kallista. Menetelmää ei ainakin vielä pystytä laajemmin käyttämään, sillä kovinkaan monen lajin feromonia ei tunneta.

1.3.2 Suoran etsinnän menetelmiä

Suoran etsinnän menetelmät ovat tehokkaita kun halutaan löytää mahdollisimman monta harvinaista lajia lyhyen ajan sisällä (Siitonen & Martikainen 1994). Suorassa etsinnässä henkilö, joka tunnistaa lajit, etsii niitä suoraan tutkimuskohteesta ja määrittää ne yleensä heti paikan päällä. Esimerkiksi kaarnan kuoriminen (Väisänen ym. 1993) on sopiva havainnointimenetelmä

puussa tai kuoren alla eläviä kovakuoriaisia, kuten esim. puunkaivajia (Anobiidae) kerätessä (Speight 2005). Kuoren alta paljastuneet yksilöt kerätään elävänä talteen, jonka jälkeen kuorittu kaarnakin voidaan seuloa (Siitonen 1994). Kaarnan kuorimisen huonona puolena on, että silloin saadaan selville vain tietyllä ajan hetkellä puussa esiintyvien lajien runsaus. Koska tutkittava elinympäristö tuhoutuu näytteenoton myötä, ei uusia kartoituksia pystytä samasta puusta enää tekemään (Siitonen 1994, Speight 2005). Jos tutkittavat elinympäristöt ja niissä esiintyvät lajit ovat harvinaisia, kuten usein on tilanne lahopuun ja monien siitä riippuvaisten eliöiden suhteen, saattaa elinympäristön tuhoutuminen vaikuttaa populaatioon (Speight 2005). On kuitenkin mahdollista kuoria kaarna vain osittain, jolloin koko elinympäristö ei tuhoudu.

Monimuotoisuustutkimuksissa voidaan myös käyttää menetelmää, jossa hyönteisiä ikään kuin kasvatetaan kuolleen puun rungon sisällä (Økland 1996). Kyseinen menetelmä ei jätä jälkiä elinympäristöön, ja puun sisältä ulos pyrkivät hyönteiset ja toukat saadaan kerättyä elävinä. Näin saadaan kerättyä sellaisiakin lajeja, jotka eivät yleensä joudu hyönteispyydyksiin. Menetelmän huonona puolena on, että se on hankala standardisoida ja siksi eri aikana tai paikoissa suoritettujen tutkimusten tuloksia voi olla vaikea vertailla (Økland 1996).

1.4 Haasteet onttojen puiden kovakuoriaisten tutkimuksissa

1.4.1 Pyynnin erityispiirteet

Monimuotoisuudelle tärkeitä puita ei aina ole helppo löytää. Koska mahdollisia onkaloita etsitään puusta silmämääräisesti, usein maasta käsin, ei aliarvioinneilta voida välttyä. Syynä on useimmiten se, etteivät korkeammalla puussa olevat aukot välttämättä näy maahan asti oksien, lehvästön tai tarkastelukulman takia (Harper ym. 2004). Onkaloiden suuaukon koko ei sekään ole luotettava indikaattori itse onkalon koosta, ja siksi näiden habitaattien koon ja määrän arviointi on vaikeaa (Harper ym. 2004). Saproksyytilajien esiintyminen on usein kytköksissä onkalon sijainnin korkeuteen, osa lajeista esiintyy runsaampana korkeammalla sijaitsevilla onkaloissa (Ranius & Jansson 2002). Tämä voi tuottaa hankaluuksia niiden pyynnille sillä onkaloihin voi olla vaikea yltää.

Hyönteispyydyksiä, joita on käytetty apuna onttojen puiden lajiston tutkimiseen, ovat ainakin ikkuna- ja runkoikkunapyydykset (Kaila 1993) sekä kuoppapyydykset (Greenslade 1964). Ikkunapyydyksiä on aseteltu roikkumaan köysistä puiden väliin (Siitonen 1994, Økland 1996), tai aivan onkalon suuaukon ulkopuolelle, jotta onkaloon sisään menevät tai sieltä ulos tulevat hyönteiset mahdollisimman helposti törmäisivät pyydykseen (Ranius & Jansson 2002). Puun runkoon kiinnitettäviä runkoikkunapyydyksiä on myös käytetty onttojen puiden hyönteislajiston keräämiseen (Siitonen 1994, Økland 1996). Runkoikkunapyydyksen avulla on mahdollista pyytää käävil-

lä elävää lajistoa, sillä pyydyksen rakenteen ansiosta se voidaan kiinnittää myös rungolla kasvavaan kääpään kiinni (Siitonen 1994, Økland 1996).

Kuoppapyydyksiä on vasta 2000-luvulla alettu käyttämään onttojen puiden lahoppuukovakuoriaisten tutkimuksissa (Ranius 2001, Hyvärinen ym. 2006). Ne asetellaan onkalon pohjalle kaivettuun pieneen kuoppaan, joten niiden avulla saadaan kerättyä puun sisällä liikkuvia hyönteisiä (Ranius 2001, Ranius & Jansson 2001). Kuoppapyydysten asettelu voi kuitenkin usein olla hankalaa, sillä pyydystä varten täytyy kaivaa kuoppa puun onkalon pohjalle, jonne saattaa olla vaikea yltää.

Kovakuoriaisten pyynnissä runkoikkunapyydyksien ja tavallisten ikkunapyydyksien on todettu olevan lähes yhtä tehokkaita (Hyvärinen ym. 2006, Økland 1996). Vertailtaessa pyydyksien tehokkuuksia on kuitenkin tärkeää se, mitä halutaan verrata. Ikkuna ja runko-ikkunapyydyksen suhteelliseen tehokkuuteen vaikuttaa se, onko kyseessä lajimäärien, yksilömäärien vai eri ekologisten ryhmien, kuten lahoppuuhyönteisten, tarkastelu (Hyvärinen ym. 2006). Øklandin (1996) mukaan runkoikkunapyydyks on tavallista ikkunapyydystä tehokkaampi ainakin silloin, jos verrataan lahottajasienistä riippuvaisten pyydettyjen kovakuoriaisten määrien eroja pyydystyyppien välillä.

Onttojen puiden kovakuoriaisten tutkimuksissa käytetään myös suoraa etsintää kuten esim. puun rungon tai sen onkaloiden tarkkailua (Landvik 2000, Oleksa ym. 2007). Puun sisältä tai maasta sen ympäriltä etsitään usein myös kuoriaisten papanoita (Oleksa ym. 2007). Onttojen puiden sisältä otetun ir-

tonaisen lahon puuaineksen, mulmin, seulomista ja silmämääräistä tutkimista on myös käytetty paljon suurikokoisten kovakuoriaisten, kuten erakkuoriaisen ja sen toukkien löytämiseksi (Ranius 2002b). Menetelmä ei sovi hyvin pienikokoisten ja vaikeasti havaittavien lajien etsimiseen, sillä hyönteiset pyritään tunnistamaan paljaalla silmällä mulmin seasta (mm. Nilsson & Baranowski 1997, Ranius 2000). Mulmin seasta saatetaan löytää myös paljon sellaisten lajien jäänteitä, jotka eivät sillä hetkellä elä tutkittavassa elinympäristössä. Kovakuoriaisten kitiiniosat nimittäin säilyvät mulmin seassa usean vuoden ajan, ja saattavat siten olla peräisin edellisten vuosien populaatioista (Ranius & Jansson 2002). Suoran tarkkailun etu on siinä, että yksilöt voidaan poimia ja tunnistaa elävinä. Mulmi palautetaan seulomisen jälkeen takaisin puun onkaloon, joten elinympäristökin säilyy lähes ennallaan (Ranius 2002a).

Mulmia on myös imuroitu puun sisältä tutkimuskäyttöön. Bußler & Müller (2009) imuroivat mulmia tarkoitukseen sopivalla patterikäyttöisellä imurilla, jonka jälkeen suurimmat partikkelit siivilöitiin pois. Loppu, hienompi aines käytiin läpi aikuisten yksilöiden sekä toukkien löytämiseksi. Kyseistä menetelmää käytettiin suurikokoisen erakkuoriaisen etsimiseen. Menetelmän on oletettu sopivan vain suurten ja vankkarakenteisten kovakuoriaisten tutkimiseen, sillä imuroiminen on rankka prosessi, joka voi vaurioittaa hyönteisiä (Bußler & Müller 2009). Myös Sverdrup-Thygeson ym. (2010) ottivat käyttöön uudenlaisen menetelmän onttojen puiden lajiston tutkimiseen. He kiinnittivät pienen kameran vapaan, jonka pujottivat onkalon aukosta sisään. Näin onkalon pohjalla liikkuvia yksilöitä pystyttiin seuraamaan reaaliajassa.

1.4.2 Onttojen puiden ja niissä elävien kovakuoriaisten suojele

Kaupunkialueilla esiintyvän onttojen puiden eliölajiston suurin uhka on usein isäntäpuiden poistaminen, sillä tien vieressä ja yleisölle avoimissa puistoissa vanha huonokuntoinen puu voidaan joutua kaatamaan turvallisuussyistä (Landvik 2000, Terho 2009). Moni lahoppuukovakuoriainen suosii valoisalla paikalla yksittäin kasvavia puita tai puukujanteita enemmän kuin sulkeutuneita metsäalueita (Landvik 2000). Siksi esimerkiksi sulkeutuneet lehdot eivät voi täysin korvata tämän tyyppisten lajien elinympäristöjä, joissa valoisuus on tärkeässä asemassa. Luonnonsuojelualueetkaan eivät aina riitä säilyttämään näissä elinympäristöissä eläviä lahoppuueliöitä, sillä ne saattavat taantua metsän sulkeutumisen myötä (Ilmonen ym. 2001).

Onttojen puiden lajistoon kohdistuva suojele on haasteellista myös elinympäristön pirstaleisuuden takia, sopivia elinympäristölaikkuja erottaa yksilöille soveltumaton alue (Doak & Mills 1994) ja onttoihin puihin erikoistuneiden kovakuoriaisten on ehdotettu olevan huonoja leviämään (Nilsson & Baranowski 1997). Vaikka yksittäinen puu olisi muilta osin mitä sopivin elinympäristö lahoppuueliöille, on puun sijainti ensisijainen tekijä (Ranius 2000). Jos puu on kaukana muista samanlaisista elinympäristöksi soveltuvista puista, voi tiettyjen lajien esiintyminen siinä olla epätodennäköistä (Ranius 2000). Häviämisen uhka on suuri pienissä elinympäristöissä, joissa lajin esiintyminen nojaa vain muutamaan sopivaan puuhun (Hanski & Gilpin 1991, Ranius & Hedin 2001). Pitkän ajan suojele suunnitelmissa tulisikin ottaa huomioon puiden kunto ja sen muutos ajan kuluessa. Raniuksen

(2001) mukaan tarvitaan muutaman kymmenen onton puun ryhmä, jotta herkät populaatiot säilyvät, sillä vain murto-osa puista saattaa olla sopiva runsaan populaation säilyttämiseen. Useamman puun ryhmä turvaisi paremmin myös sen, että eri-ikäisiä ja -kuntoisia puita on jatkuvasti tarjolla.

1.5 Tutkimuksen tavoitteet

Tämän tutkimuksen tavoitteena on vertailla kolmen eri pyydystyypin, ikkuna-, vuoka- ja kuoppapyydysten keräämää hyönteisaineistoa toisiinsa ja selvittää mikä pyydystyypeistä on paras vaihtoehto kun halutaan kerätä mahdollisimman monimuotoinen kovakuoriaislajisto ontoista puista, saproksyylejä painottaen. Tutkimuskysymykset, joihin tässä työssä pyritään vastaamaan, ovat seuraavat:

1. Onko kolmen eri pyydystyypin (ikkuna-, vuoka- ja kuoppapyydys) avulla kerätyn kovakuoriaislajiston välillä merkittäviä eroja laji- tai yksilömäärissä?

Hypoteesi: Pyydystyyppit ovat rakenteeltaan ja toimintaperiaatteeltaan erilaisia, joten niiden keräämissä laji- ja yksilömäärissä on havaittavia eroja. Kuoppapyydysten keräämä kovakuoriaisaineisto eroaa muista kahdesta pyydyksestä. Tämä johtuu siitä, että se kerää varsinkin mulmissa ja sen pinnalla eläviä hyönteisiä, ikkunapyydys lentäviä ja onkalon seinämällä käveleviä, ja vuokapyydys onkalon seinämällä käveleviä hyönteisiä.

2. Kerääkö jokin pyydystyypeistä muita enemmän harvinaisia ja uhanalaisia kovakuoriaislajeja tai -yksilöitä?

3. Onko pyydystyyppien välillä merkittäviä eroja laboratoriossa tehtävän ensimmäisen käsittelyn (nypinnän) vaatimassa ajassa? Nypintä on työvaihe, jossa tutkimuksen kohteena olevat hyönteislahkot poimitaan näytteestä.

Hypoteesi: Koska pyydystyyppit keräävät toisistaan eroavan hyönteisaineiston, vaikuttaa se myös aineiston käsittelyn vaatimaan aikaan.

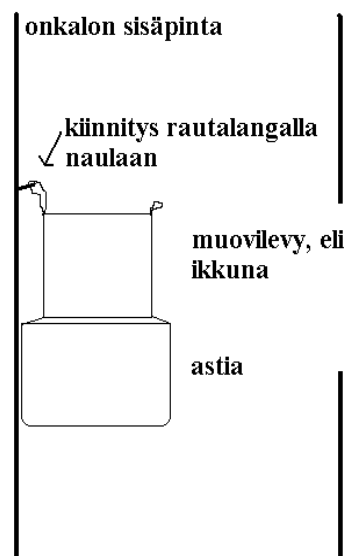
4. Voiko tutkimuksen perusteella todeta jonkin pyydystyypeistä olevan merkittävästi tehokkaampi kuin muut, kun tehokkuudella tarkoitetaan mahdollisimman montaa kerättyä lahopuukovakuoriaisyksilöä suhteessa aineiston käsittelyn vaatimaan aikaan?

Hypoteesi: Ajankäytön erot ja kovakuoriaislajien ja -yksilöiden erot näkyvät aineistossa riittävästi, jotta pyydysten tehokkuutta voidaan tarkastella riittäväällä varmuudella.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

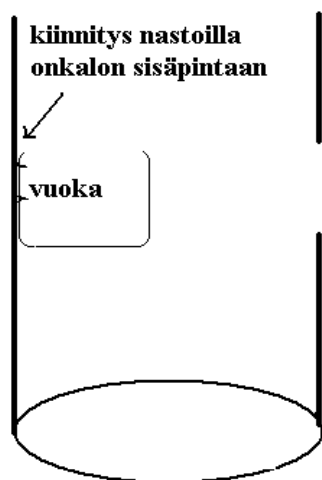
2.1 Pyydykset

Ikkunapyydykset (Kuva 1.) suunniteltiin tätä tutkimusta varten onttoihin puuihin sopiviksi kokonsa, muotonsa ja värinsä puolesta. Ne koostuivat halkaisijaltaan pyöreästä tummanharmaasta muoviastiasta (korkeus 125 mm, pohjan halkaisija 95 mm, suun halkaisija 135 mm), jonka päälle oli kiinnitetty yksi 1 mm paksuinen 150 mm x 150 mm muovilevy kohtisuoraan astiaan nähden. Muovilevyn kulmassa oli rautalanka, jonka avulla pyydys kiinnitettiin puun sisäpintaan lyötyyn naulaan. Kun naulat oli saatu lyötyä tukevasti onkalon sisäpintaan, oli ikkunapyydysten irrotus tyhjentämistä varten sekä niiden uudelleenkiinnittäminen helppoa.



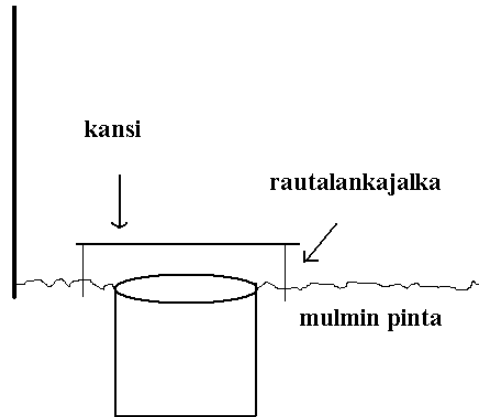
Kuva 1. Havainnekuva ikkunapyydyksestä (ei mittakaavassa).

Vuokapyödykset (Kuva 2.) olivat 0,5 litran foliovuokia (leveys 135 mm, syvyys 110 mm ja korkeus 47 mm), jotka kiinnitettiin nastoilla onkalon sisäpintaan. Vuokat kiinnitettiin onkalon seinämää vasten. Vuokat pyrittiin muotoilemaan onkalon seinämän myötäiseksi, jotta hyönteiset putoaisivat vuokaan mahdollisimman helposti.



Kuva 2. Havainnekuva vuokapyödyksestä (ei mittakaavassa).

Kuoppapyödykset (Kuva 3.) olivat läpinäkyviä muovipurkkeja, joiden korkeus oli 70 mm, pohjan halkaisija 50 mm ja suun halkaisija 65 mm. Purkki haudattiin suutaan myöten onkalon pohjalla olevaan mulmiin. Purkin suuaukon yläpuolelle asetettiin muovinen ruskea kansi (100 mm x 100 mm) rautalangasta taivutettujen jalkojen varaan. Kannen tarkoituksena oli estää roskien kariseminen purkkiin.



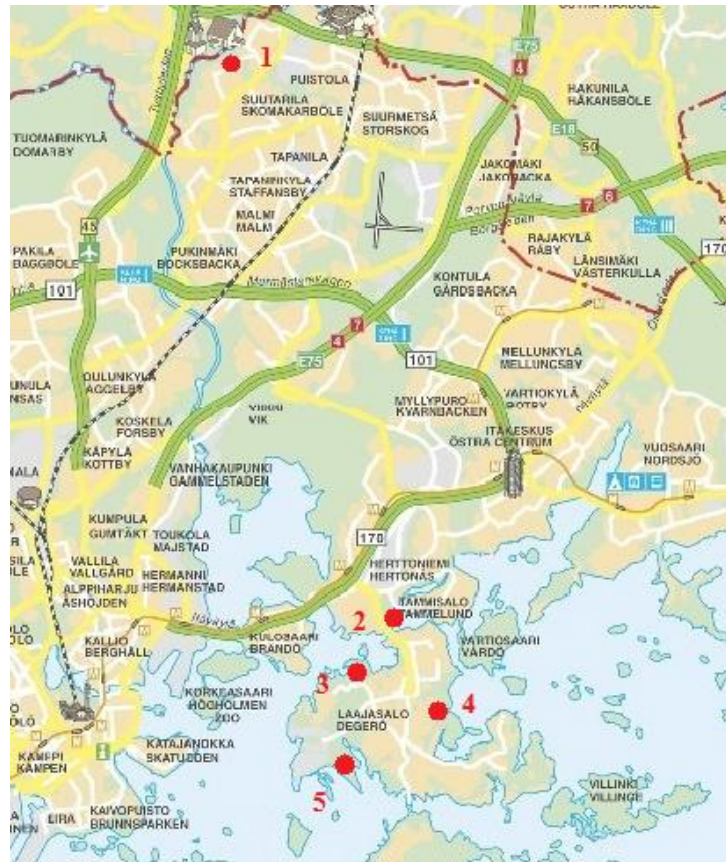
Kuva 3. Havainnekuva kuoppapyydyksestä (ei mittakaavassa).

Pyydykset asetettiin onttojen, rinnankorkeuslöpimitaltaan yli 30 cm olevien puiden onkaloihin, kohtiin, joihin oli mahdollista yltää ulkoapäin. Pyydykset pyrittiin myös sijoittamaan piiloon niihin mahdollisesti kohdistuvan ilkivalan välttämiseksi.

Pyydysastioihin laitettiin nestettä, jossa oli vettä, etyleeniglykolia ja astianpesuainetta. Etyleeniglykoli oli 10 % liuksena ja sen tarkoitus oli säilöä hyönteiset. Astianpesuaineen tarkoitus oli poistaa nesteen pintajännitys, mikä mahdollistaa hyönteisten uppoamisen liukseen. Houkutinaineita ei käytetty. Tyhjennyksen jälkeen näytteet säilöttiin 80 %:iin laimennettuun etanoliin (ETAX A 12).

2.2 Tutkimusalueet ja -puut

Tutkimusalueet olivat pääkaupunkiseudulla sijaitsevia puisto- ja kartanoalueita. Puistot olivat Herttoniemen, Stansvikin ja Degerön kartanopuistot sekä Tullisaaren pohjoinen puistoalue ja Pyhän Laurin kirkon puisto. Degerön kartanoaluetta lukuun ottamatta kaikki tutkimusalueet olivat julkisia ja vapaapääsyisiä. Pyhän Laurin kirkon puisto sijaitsee Vantaalla lähellä Helsingin rajaa, muut puistot sijaitsevat Laajasalossa Etelä-Helsingissä. Elina Peuhu ja Meeri Karvinen valitsivat puut tutkimukseen ja keräsivät aineiston kesällä 2006.



Kuva 4. Tutkimusalueet merkitty ympyröillä. 1 = Pyhän Laurin kirkon puisto, 2 = Herttoniemen kartanopuisto, 3 = Tullisaaren kartanopuisto, 4 = Degerön kar-

tanopuisto, 5 = Stansvikin kartanopuisto. (Palvelukartta, Helsingin, Espoon ja Vantaan kaupungit).

Pyhän Laurin kirkon puistoalue (N 6684670 E 388778) on osittain kymmenen hehtaarin kokoisella hautausmaalla, jota 1800-luvun puolivälissä ryhdyttiin muokkaamaan puistomaiseksi hiekkakäytävin ja puuistutuksin (Halonen 2008).

Herttoniemen kartanopuiston (N 6673778 E 391410) sai nykyisen muotonsa 1800-luvulla, jolloin kartanon posliinitehtaasta tehtiin uusi päärakennus ja sen ympärille perustettiin barokkityylinen puutarha-alue (Kartanopuistomme 1999).

Tullisaaren puistoalue (N 6673106 E 390912) sijaitsee Laajasalon pohjoisosassa. Tullisaari on rakennettu nauhamaisesti rantaa pitkin kahdelle niemelle, joista läntinen muodostuu metsästä ja itäinen maisemapuistosta (Kartanopuistomme 1999).

Degerön kartano (N 6672630 E 392508) sijaitsee Laajasalon itärannalla. Kartanon päärakennusta ympäröivä maisemapuisto on peräisin 1800-luvulta (Kartanopuistomme 1999). Päärakennukselle johtaa pitkä puukuja, joka muodostuu vanhoista hopeapoppeleista, lehmuksista, koivuista ja vaahteroista.

Stansvikin kartanopuisto sijaitsee Laajasalon etelärannalla (N 6671578 E 390604). Alueella on laaja maisemapuisto sekä tammikuja,

joka tarinan mukaan on saanut alkunsa Ranskasta Fontainebleaun metsästä tuoduista tammenterhoista (Kartanopuistomme 1999).

Pyydysvertailussa oli mukana yhteensä 15 tutkimuspuuta kolmelta puistoalueelta: Pyhän Laurin kirkon puistoalueelta, Herttoniemen kartanopuistosta ja Tullisaaren puistoalueelta. Näissä kaikissa puissa oli kaksi kappaletta kutakin pyydystyyppiä eli kuusi pyydystä puuta kohden. Aneiston ajankäytön vertailussa oli mukana puita kaikista viidestä puistosta, yhteensä 20 kappaletta. Näissä puissa ei kaikkiin pystytty asettamaan kahta kappaletta kutakin pyydystyyppiä, joissakin puissa saattoi olla siis vähemmän kuin kuusi pyydystä. Puut olivat onttoja eläviä pystypuita joiden rinnankorkeusläpimitta oli yli 30 cm. Herttoniemen kartanopuistosta oli mukana myös yksi puolikuollut pysty runko. Tutkimuspuiksi valittiin vanhoja jaloja lehtipuita, joiden rungossa oli riittävän suuria onkaloita pyydysten asettamiseksi. Puulajeiksi valikoituivat lehmus, vaahtera, jalava ja tammi. Puistoalueet olivat hyvin samankaltaisia, ja Pyhän Laurin kirkon puistoa lukuunottamatta kaikki sijaitsivat rannikkoalueella. Puistoissa oli useita vanhoja jaloja ja ontoutuneita puita mutta ne seisoivat pääosin väljästi ja kohtalaisen valoisilla paikoilla.

2.3 Aineisto

2.3.1 Pyydysvertailu

Kolmen hyönteispyydyksen (ikkuna-, vuoka- ja kuoppapyydyks) vertailuun käytetty hyönteisaineisto koostuu Herttoniemen kartanopuistosta, Tullisaaren pohjoiselta puistoalueelta ja Pyhän Laurin kirkon puistosta kerätyistä näytteistä. Jokaisesta puistosta oli mukana viisi puuta, joihin kuhunkin asetettiin kaksi kappaletta kutakin pyydystyyppiä, yhteensä siis kuusi pyydystä per puu. Puut olivat pääosin eläviä pystypuita mutta Herttoniemestä oli mukana myös yksi puolikuollut katkaistu runko. Pääosa puista oli lehmuksia, mutta Herttoniemen kartanopuistossa yksi puista oli vaahtera ja Pyhän Laurin kirkon puistossa yksi vaahtera ja yksi tammi. Pyydykset tyhjennettiin kolmen viikon välein kesän aikana. Pyydysvertailussa mukana olleiden pyydysten pyyntiperiodit olivat 25.5.2006 – 15.6.2006, 15.6.2006 – 7.7.2006 ja 7.7.2006 – 27.7.2006. Näytteiden määrä kolmelta pyyntiperiodilta on siten 270 kappaletta (30 kpl kutakin pyydystyyppin pyydystä per pyyntiperiodi). Pyydysten määrä per pyyntiperiodi selviää Taulukosta 1. Osa pyydyksistä kuitenkin koki ilkeävaltaa tai niitä hävisi kesän aikana, joten todellinen näytemäärä oli siksi hieman pienempi, 260 näytettä (85 ikkunapyydyttä, 90 vuokapyydyttä ja kuoppapyydyttä 85).

Taulukko 1. Pyydyksvertailussa mukana olevien näytteiden keräyspaikat, puut ja pyydykset per pyyntiperiodi.

Puistot	Puita	Ikkuna- pyydyksiä	Vuoka- pyydyksiä	Kuoppa- pyydyksiä	Yhteensä
Pyhä Lauri	5	10	10	10	30
Tullisaari	5	10	10	10	30
Herttoniemi	5	10	10	10	30
Yhteensä	15	30	30	30	90

2.3.2 Aineiston käsittelyajan seuranta

Aineiston käsittelyajan tarkastelulla oli tarkoitus kiinnittää huomiota näytteiden ensimmäisen laboratorioskäsitteilyn vaatimaan aikaa. Analyysiin otettiin mukaan 164 näytettä (41 ikkunapyydystä, 59 vuokapyydystä ja 63 kuoppapyydystä), joiden nypinnän vaatima aika oli kirjattu ylös. Ajankäytön seurannassa käytettiin osin samaa aineistoa kuin varsinaisessa pyydystyyppivertailussa mutta näytteitä oli vain kahdelta pyyntiperiodilta (15.6.2006 – 7.7.2006 ja 7.7.2006 – 27.7.2006), lisäksi mukana oli Degerön ja Stansvikin kartanopuistoista kerättyjä näytteitä. Näytteiden valikoituminen ajankäytön analyysiin ei ollut yhtä systemaattista kuin varsinaiseen pyydysvertailuun, vaan perustui vain niihin näytteisiin, jotka nypin itse työvaiheelle varatun ajan sisällä. Mukana olleet näytteet pyydystyypeittäin, puittain ja puistoittain selviää Taulukosta 2.

Taulukko 2. Ajankäytön seurannassa olevien näytteiden keräyspaikat ja pyydykset (yhteensä kahdelta pyyntiperiodilta).

Puisto	Ikkuna- pyydyksiä	Vuoka- pyydyk- siä	Kuoppa- pyydyksiä	Yhteensä
Pyhä Lauri	15	20	20	57
Tullisaari	15	18	19	52
Herttoniemi	5	15	14	34
Degerö	5	5	7	17
Stansvik	0	1	3	4
Yhteensä	41	59	63	164

2.4 Hyönteisaineiston käsittely

Suoritiin hyönteisaineiston ensimmäisen käsittelyvaiheen Helsingin yliopiston Metsätieteiden laitoksen metsäentomologian laboratoriossa siltä osin aineistoa, josta kirjattiin ajankäyttötiedot. Työvaihe koostui mikroskoopin avulla tehdystä hyönteisten erottelusta pyydyksiin joutuneesta karikkeesta sekä hyönteisyksilöiden tallentamisesta ja määrittämisestä lahkotasolle. Varsinaisessa pyydysvertailussa käytettyjen näytteiden osalta aineistoa nypivät myös Elina Peuhu, Stella Thompson, Meeri Karvinen sekä Metsäntutkimuslaitoksen Vantaan yksikön työntekijät.

Jokaisesta näytteestä poimittiin seuraavat hyönteislahkot tai -ryhmät: kova-kuoriaiset (Coleoptera), pistiäiset (Hymenoptera), myrkkypistiäiset (Aculeata), kaksisiipiset (Diptera), ”sienisääsket” (Mycetophilidae ja muut lähiryhmät), vaaksiaiset ja pikkuvaaksiaiset (Tipulidae ja Limoniidae), luteet ja

kaskaat (Heteroptera ja Homoptera) sekä valeskorpionit (Pseudoscorpionida). Kunkin lahkoon tai ryhmän yksilöt poimittiin omiin koeputkiinsa, jotta ne voitiin lähettää määrittäjille. Ajan ja muiden resurssien puutteen takia keskityin lajiston osalta kovakuoriaisaineistoon. Kovakuoriaisten määrittämisestä vastasi Juha Siitonen Metsäntutkimuslaitokselta.

Käsittelyn ajankäytön seurannassa mukana olleista näytteistä kirjattiin ylös käsittelyyn kuluva aika minuuteissa viiden minuutin tarkkuudella. Näytteistä valutettiin ylimääräinen neste pois, jonka jälkeen ne punnittiin harsoineen ja paino kirjattiin gramman kymmenesosan tarkkuudella.

2.5 Aineiston tilastollinen testaus

2.5.1 Testiryhmät

Kovakuoriaiset jaettiin tarkastelussa kahteen ryhmään, 1) lahoppuusta riippuvaisiin lajeihin eli saproksyyleihin ja 2) muihin lajeihin. Saproksyyleiksi luokiteltiin sekä lahoppuusta täysin riippuvaiset (obligatoriset) lajit että lahoppuussa usein elävät tai lahoppuuta suosivat (fakultatiiviset) lajit. Lisäksi erikseen tarkasteltiin 3) harvinaisia saproksyyylilajeja, jotka siis olivat osajoukko kakista saproksyyylilajeista. Harvinaisina lajeina pidettiin lajeja, joilla oli vähintään 30 frekvenssipistettä eli korkeintaan 50 tunnettua esiintymää Suomessa (Rassi 1993). Kunkin edellä mainitun kolmen ryhmän lajimäärien ja

yksilömäärien erot pyydystyyppien välillä testattiin erikseen; riippumattomia muuttujia oli siten kuusi. Lisäksi kiinnitettiin huomiota uhanalaisuusluokituksen mukaisiin lajeihin ja luokituksen muuttumiseen muutaman lajin kohdalla (Uhanalaiset lajit: Rassi ym. 2001 ja Rassi ym. 2010 perusteella).

2.5.2 Pyydysvertailu

Vertailin kolmen hyönteispyydystyyppin (ikkuna-, vuoka- ja kuoppapyydysten) keräämää kovakuoriaislaji- ja -yksilömäärää toisiinsa. Päädyin käyttämään satunnaistettujen lohkojen koetta, jossa lohkoina toimivat tutkimuspuut. Tämä oli tarpeen, sillä halusin vertailla kunkin pyydystyyppin keräämää aineistoa aina puukohtaisesti. Ei siis olisi ollut järkevää vertailla esim. puun 1 sisällä olevan ikkunapyydysten keräämää hyönteismäärää puun 2 sisällä olevan kuoppapyydysten keräämään määrään, vaan pyydystyyppit tuli asettaa paremmuusjärjestykseen aina saman puun sisällä ja vertailla saiko jokin pyydystyyppistä järjestään aina suurempia arvoja jokaisessa lohossa eli puussa. Käytin testaamiseen Friedmanin kaksisuuntaista varianssianalyysiä (Biometria 2005), koska sen avulla saadaan mallissa otettua huomioon lohkojen (tutkimuspuu) vaikutus käsittelyihin (pyydystyyppit).

Yhden puun sisällä olleet kaksi saman tyyppin pyydystä yhdistettiin yhdeksi havainnoksi, jotta satunnaistekijät kuten pyydysten sijainti, niiden esimerkiksi asettelusta johtuva toimimattomuus (ns. trap failure) tai niihin kohdistuva ilkivalta vaikuttaisivat mahdollisimman vähän pyydystyyppi- ja puu-

kohtaisiin tuloksiin. Puuttuvien havaintojen tapauksessa, eli jos toista pyydystyypin pyydyksistä ei jostain syystä ollut, testiin otettiin kuitenkin jäljellä oleva yksi pyydys. Näin kävi muutaman ikkuna- ja kuoppapyydysparin kohdalla. Pyydyksiä käytettiin testauksessa toisistaan riippuvaisina toistoina, sillä luonnollisesti yhteen pyydykseen joutunut hyönteinen ei voinut enää joutua muihin pyydyksiin. Jokaisen käsittelyn alkuperäiset havainnot järjestettiin kunkin lohkon sisällä suuruusjärjestykseen ja korvattiin lohko-kohtaisilla sijaluvuilla. Havainnot oli jaettu kuuteen testiryhmään: kaikkien kovakuoriaisten, saproksyylien tai harvinaisten saproksyylien laji- ja yksilömäärät. Jos lohkon sisällä on keskenään yhtä suurja havaintoarvoja, annettiin niille keskiarvona laskettu sijaluku. Nollahypoteesin mukaan käsittelyjen vaikutuksissa ei ollut eroja, kun taas vaihtoehdohypoteesin mukaan ainakin yksi käsittely sai osakseen muita suurempia tai pienempiä havaintoarvoja (Biometria 2005).

Friedmanin testisuure noudattaa likimain χ^2 -jakaumaa, jonka vapausaste-luku on $df = k - 1$ (= 14). SPSS:n testisuure Friedmanin testille on:

$$\chi^2 = \frac{(12/nk(k+1)) \sum_{l=1}^k C_l^2 - 3n(k+1)}{1 - \sum T / nk(k^2 - 1)},$$

jossa n on toistojen eli lohkojen lukumäärä, k on käsittelyt, C_l on käsittelyn sisällä olevien havaintojen järjestyslukujen summa.

$\sum T$ on korjauskorroin, joka ottaa huomioon sidosten, eli lohkon sisällä olevien yhtäsuurten järjestyslukujen vaikutuksen. Se saadaan kaavasta:

$$\sum T = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (t_{ij}^3 - t_{ij}),$$

jossa m_i on keskenään erisuurten järjestyslukujen määrä lohossa i ja $t_{i,j}$ on i :nnen lohkon järjestysluvuiltaan yhtäsuurten havaintojen määrä. Esimerkiksi jos lohossa (puussa) 1 esiintyvät (kovakuoriaislajimäärien) järjestysluvut 1, 1 ja 2, niin $m_1 = 2$. Lohossa esiintyy siis jaettu 1. sija (kahdessa pyydystyypissä yhtä monta lajia) ja yksi 2. sija, jolloin $t_{1,1} = 2$ ja $t_{1,2} = 1$.

Jos yhtäsuuria järjestyslukuja ei ole minkään lohkon sisällä lainkaan, on $\sum T = 0$. Mitä enemmän yhtäsuuria järjestyslukuja lohkojen sisällä esiintyy, sitä suurempi on Friedmanin testisuureen arvo ja sitä suurempi on myös todennäköisyys nollahypoteesin voimaanjäämiselle. Friedmanin testitulokset ei kerro mikä käsittelyistä eroaa muista, tämä täytyy selvittää ns. post hoc -testillä, mikäli eroja havaitaan. Käytin post hoc -testinä Wilcoxonin parittaisen vertailun testiä aina kullekin pyydysparille (ikkuna-vuoka, ikkuna-kuoppa ja kuoppa-vuoka) jos eroja oli havaittu.

Kaikki tilastolliset testit suoritettiin ei-parametrisin testein aineiston normaalijakumasta poikkeavan muotonsa vuoksi. Testatessa täytyi kiinnittää huomiota myös aineiston riippuvuuksiin. Samassa puussa olevat pyydykset olivat riippuvaisia toisistaan siten, että yhteen pyydykseen joutunut hyönteinen ei luonnollisesti voinut enää joutua toiseen pyydykseen. Tästä syystä

testauksissa käytettiin toisistaan riippuvien otosten oletusta. Tilastollisessa testauksessa käytettiin kiinteää merkitsevyystasoa $\alpha = 0,05$.

Lajiston koostumuksen eroja pyydystyyppien välillä tarkasteltiin Bray-Curtisin (Kelly 2001) samanlaisuusindeksin (prosenttinen samanlaisuus) avulla. Se kertoo kuinka suuri osa kahden alueen lajistosta on samanlaista eli se mittaa niin sanottua β -diversiteettiä. Bray-Curtisin samanlaisuusindeksi huomioi sekä lajiston koostumuksen että lajien runsauden.

Indeksi saatiin laskemalla ensin kunkin lajin yksilöiden suhteellinen osuus kokonaishavaintomäärästä pyydystyyppien sisällä. Sen jälkeen suoritettiin parittainen vertailu aina kahdelle pyydystyyppille laskemalla yhteen kunkin lajin yksilöiden suhteelliset osuudet, jolloin mukaan valittiin aina pyydysparin pienin arvo kullekin lajille. Samanlaisuus saatiin laskettua kaavalla:

$$D_{1,2} = \sum q_i, \text{ jossa}$$

$D_{1,2}$ on näytteiden 1 ja 2 samanlaisuus ja q_i on lajin i pienempi suhteellinen osuus (%) näytteiden 1 ja 2 kokonaisyksilömäärästä.

2.5.3 Aineiston käsittelyn ajankäytön seuranta ja pyydysten tehokkuus

Yksittäisten näytteiden laboratoriokäsittelyn vaatima aika kirjattiin viiden minuutin tarkkuudella. Tavoitteena oli sekä kartoittaa kyseisen työvaiheen ajanmenekkiä että verrata mahdollisia eroja käsittelyn vaatimassa ajassa kolmen pyydystyyppin välillä. Pyydystyyppien välinen ero testattiin ei-parametrisen Kruskal-Wallisin yksisuuntaisen varianssianalyysin avulla. Post hoc -testinä käytin Mann-Whitneyn U-testiä parittaisille vertailuille mikäli eroja oli havaittu. Myös tästä aineistosta määritettiin kaikki kovakuoriaisyksilöt.

Tavoitteena oli lisäksi selvittää, mitkä muut tekijät kuin pyydystyyppi vaikuttivat käsittelyn vaatimaan aikaan. Testasin käsittelyajan korrelaation näytteen painon (kuvaava pyydykseen joutuneen karikkeiden määrää) ja näytteestä löydettyjen kovakuoriaisten yksilömäärän kanssa. Tässä käytin apuna ei-parametrista Kendallin järjestyskorrelaatiokerrointa, sillä se sopii ei-normaalijakautuneeseen aineistoon. Ajankäytön analyysin ongelmana ja vartenotettavana virhelähteenä oli se, että käsittelyssä otettiin talteen kovakuoriaisten lisäksi myös useita muita hyönteisryhmiä. Jos muiden hyönteisryhmien yksilöitä oli paljon, se on vaikuttanut käsittelyaikaan hidastaen sitä. Muiden hyönteisryhmien yksilömääriä ei vielä tiedetä, joten niitä ei voitu ottaa huomioon testauksessa.

Pyydysten tehokkuutta tarkasteltiin vertaamalla käsittelyn ajankäytön seurannassa mukana olleiden näytteiden käsittelyaikaa niiden sisältämiin kova-

kuoriaismääriin. Näin saatiin laskettua kunkin pyydystyypin tehokkuus yksikölle kovakuoriaisyksilöä/ minuutti.

Kirjattuja tietoja muokattiin Microsoft Office Excel 2010:llä ja tilastolliset analyysit suoritettiin tilasto-ohjelmalla PASW Statistics (SPSS), versio 18.

3 TULOKSET

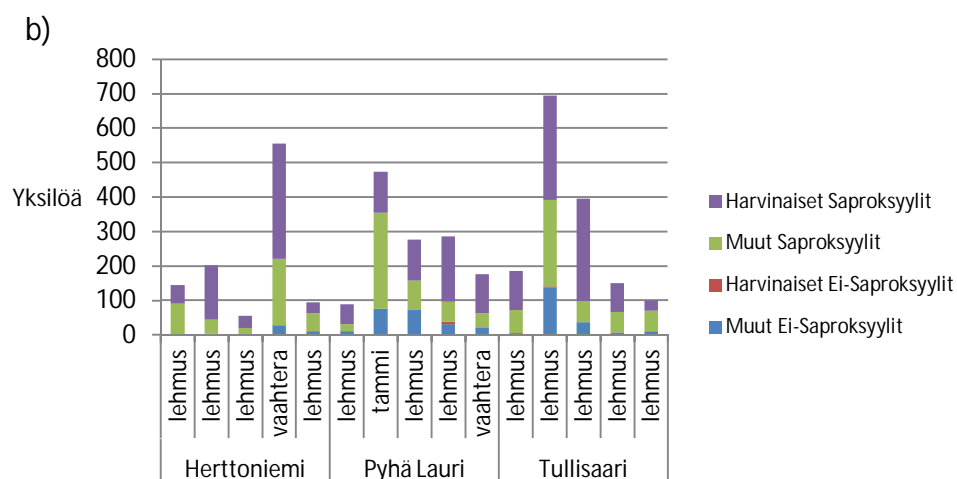
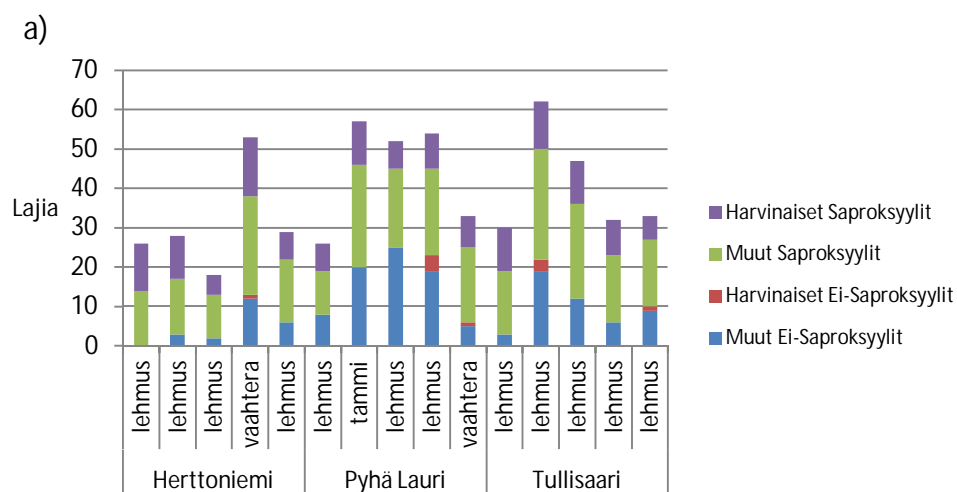
3.1 Kovakuoriaislajit ja -yksilömäärät

260 pyydysnäytettä sisälsivät yhteensä 3825 kovakuoriaisyksilöä, jotka pystyttiin tunnistamaan lajitasolle. Tunnistetut yksilöt kuuluivat 212 lajiin ja 43 heimoon. Lahopuusta riippuvaisia saproksyylikovakuoriaisia löytyi yhteensä 3398 yksilöä (88,8 % koko aineiston yksilöistä), 121 lajia (57 % koko aineiston lajeista) ja 33 heimoa. Saproksyyliit jaettiin obligatorisiin (90 lajia) ja fakultatiivisiin (31 lajia). Koko aineiston runsaslukuisimmat saproksyyliit olivat *Phloeophagus turbatus* (yhteensä 591 yksilöä), *Mycetochara axillaris* (490 yksilöä) ja *Eucnemis capucina* (450 yksilöä) (Taulukko 3.). Nämä kolme lajia olivat myös runsaslukuisimmat lajit sekä ikkuna- että vuokapyydyksissä. Kuoppapyydyksissä runsaslukuisimmat saproksyyliit olivat *Phloeophagus turbatus* (yhteensä 57 yksilöä), *Eucnemis capucina* (46 yksilöä) ja *Rhizophagus parvulus* (39 yksilöä). Kaikki lajit ja yksilömäärät pyydystyypeittäin selviävät Liitteestä 1.

Taulukko 3. Aineiston kymmenen runsaslukuisinta saproksyyliä.

Laji (heimo)	Yhteensä	Ikkunapyydyksissä	Vuokapyydyksissä	Kuoppapyydyksissä
<i>Phloeophagus turbatus</i> (Curculionidae)	591	232	302	57
<i>Mycetochara axillaris</i> (Tenebrionidae)	490	226	254	10
<i>Eucnemis capucina</i> (Eucnemidae)	450	232	172	46
<i>Euplectus karstenii</i> (Staphylinidae)	143	93	39	11
<i>Ennearthron cornutum</i> (Ciidae)	115	84	30	1
<i>Eledona agricola</i> (Tenebrionidae)	98	82	14	2
<i>Anaspis marginicollis</i> (Scraptiidae)	80	37	39	4
<i>Alosterna tabacicolor</i> (Cerambycidae)	76	27	48	1
<i>Dorcatoma substriata</i> (Anobiidae)	68	47	20	1
<i>Ennearthron laricinum</i> (Ciidae)	68	54	14	0

Yksittäisten puiden välillä oli huomattavia eroja sekä laji- että yksilömäärissä. Yhdestä puusta saatiin vähimmillään 55 yksilöä ja 18 lajia ja enimmillään 694 yksilöä ja 62 lajia (Kuva 5a-b).



Kuva 5a-b. Kovakuoriaisyksilöiden runsaus eri ryhmissä tutkimuspuittain.

Aineistosta löytyi yhteensä 43 harvinaista lajia sekä muun muassa muutama uusimman uhanalaisuusluokituksen (Rassi ym. 2010) mukainen silmälläpidettävä laji (NT = nearly threatened) ja muutama laji, jotka edellisessä luokituksessa (Rassi ym. 2001) luokiteltiin silmälläpidettäväksi tai vaarantu-

neiksi (VU = vulnerable), mutta olivat nyt siirtyneet elinvoimaisten (LC = least concern) luokkaan (Taulukko 4.).

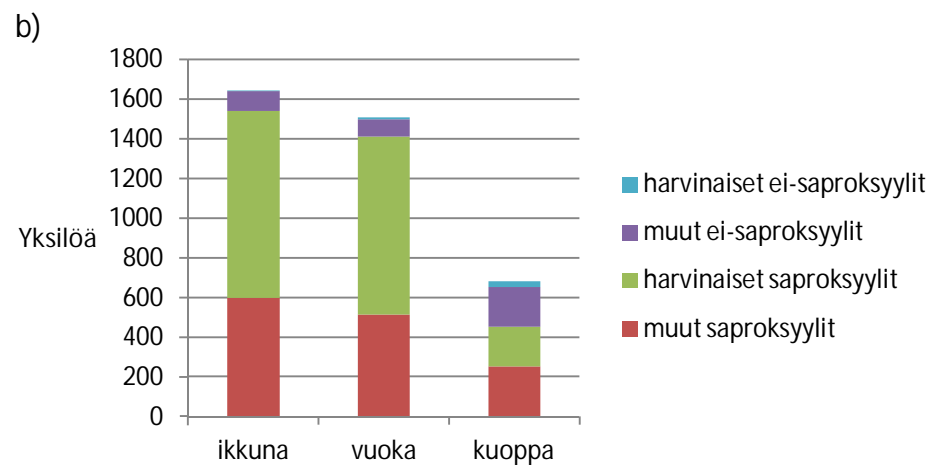
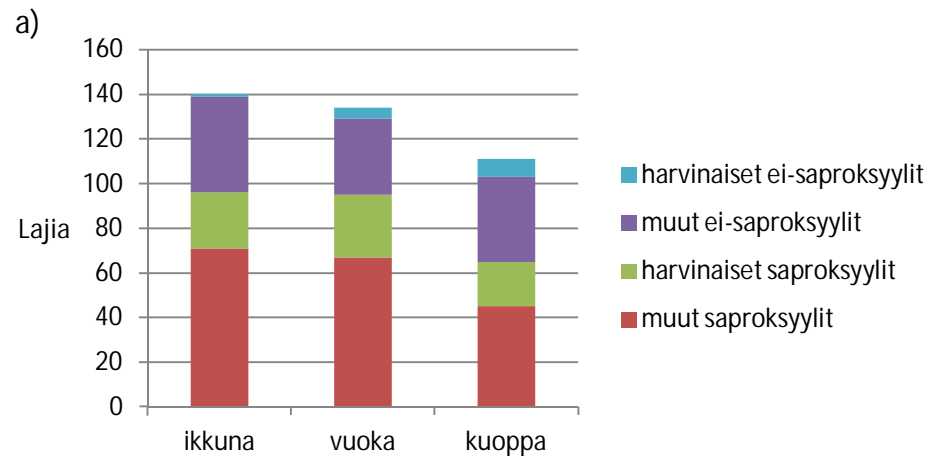
Taulukko 4. Aineiston uhanalaiset ja silmälläpidettävät lajit uuden (Rassi ym. 2010) ja vanhan (Rassi ym. 2000) uhanalaisuusluokituksen mukaan (LC = elinvoimainen, NT = silmälläpidettävä, VU = vaarantunut).

Laji (heimo)	Saproksyyli	Vanha (2001)	Uusi (2010)	Frekvenssi	Yksilöä
<i>Bisnius subuliformis</i> (Staphylinidae)	on	NT	LC	40	15
<i>Quedius microps</i> (Staphylinidae)	on	VU	NT	80	41
<i>Eucnemis capucina</i> (Eucnemidae)	on	VU	NT	80	450
<i>Dorcatoma substriata</i> (Anobiidae)	on	VU	LC	80	68
<i>Eledona agricola</i> (Tenebrionidae)	on	LC	NT	80	98
<i>Phyllotreta atra</i> (Chrysomelidae)	ei	NT	LC	15	1

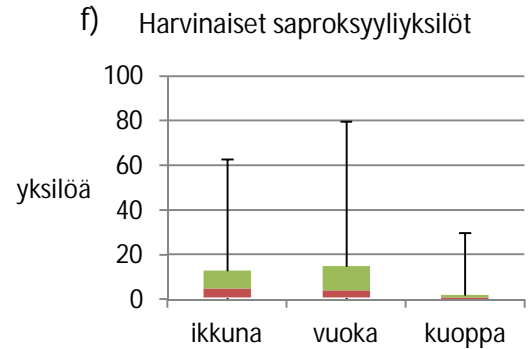
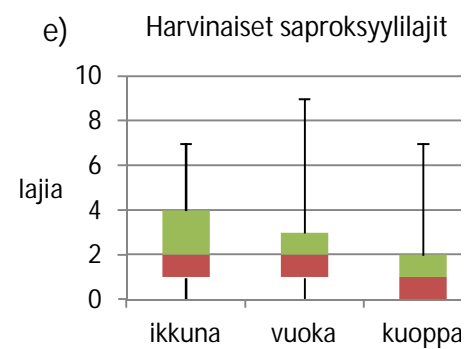
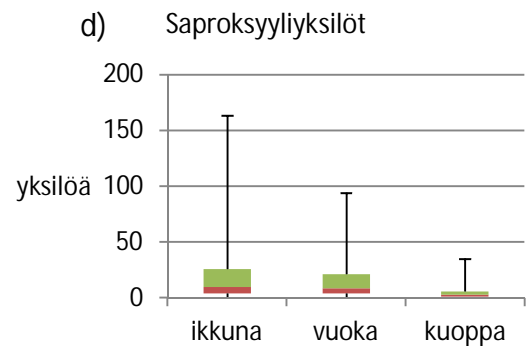
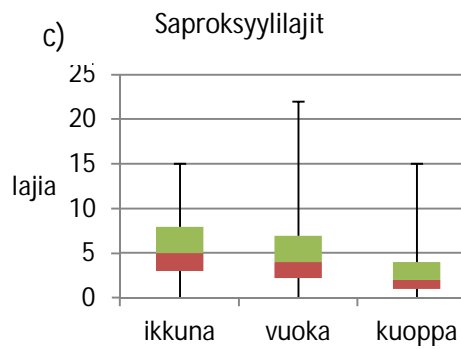
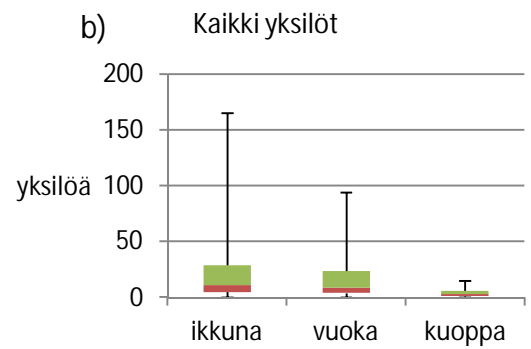
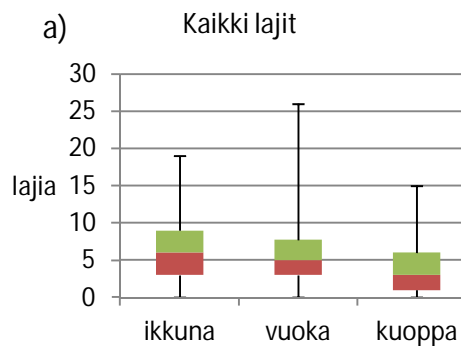
3.2 Pyydyksivertailu

Ikkunapyydyksiin tuli yhteensä 1639 yksilöä kovakuoriaisia, vuokapyydyksiin 1506 yksilöä ja kuoppapyydyksiin 680 yksilöä. Ikkunapyydyksillä havaittiin yhteensä 140 lajia, joista 96 (68,6 %) oli saproksyylejä. Vuokapyydyksillä havaittiin yhteensä 134 lajia, joista 95 (71 %) oli saproksyylejä. Kuoppapyydyksillä havaittiin 111 lajia, joista 65 (58,6 %) oli saproksyylejä.

Harvinaisia saproksyylejä saatiin ikkunapyydyksillä 25 lajia, vuokapyydyksillä 27 lajia ja kuoppapyydyksillä 20 lajia (katso Kuva 6a-b).



Kuva 6a-b. Kovakuoriaislajien ja -yksilöiden runsaus eri ryhmissä pyydystyypeittäin.



Kuva 7a-f. Keskimääräiset laji- ja yksilömäärät per pyydystyyppi, mediaani näkyy kuvassa palkkien rajana.

Ikkunapyydydys keräsi runsaimmin lähes kaikkia kovakuoriaislajeja ja -yksilöitä, ainoastaan harvinaisia ei-saproksyylejä saatiin runsaammine vuokapyydyksillä. Kolmen pyydystyyppin välillä ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ($p=0.052$), kun vertailtiin kaikkia pyydysten keräämiä kovakuoriaislajeja. Yksilöiden määrissä havaittiin ero pyydystyyppien välillä ($p=0.008$). Kun tarkastelu rajattiin saproksyyleihin sekä vielä tarkemmin vain harvinaisiin saproksyyleihin, kolme pyydystyyppiä erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi sekä laji- että yksilömäärissä. Post hoc -analyysien perusteella kuoppapyydydys erosi muista pyydystyypeistä kaikissa testiryhmissä, joissa eroja oli havaittu. Ikkuna- ja vuokapyydykset eivät eronneet toisistaan merkitsevästi missään testiryhmässä. Kuoppapyydydys keräsi huomattavasti vähemmän lahoppuusta riippuvaisia lajeja ja yksilöitä kuin kaksi muuta pyydystyyppiä.

Kaikista tutkimuksessa kerätyistä kovakuoriaislajeista noin 17 %, eli 37 lajia esiintyi vain ja ainoastaan ikkunapyydyksissä. Vuokapyydyksissä ja kuoppapyydyksissä molemmissa vastaavat luvut olivat noin 14 % ja 30 lajia. Ikkuna- ja vuokapyydyksille yhteisiä lajeja oli 92 lajia (43,4 %). Vastaava luku ikkuna- ja kuoppapyydykselle oli 69 lajia (32,5 %), ja kuoppa- ja vuokapyydykselle 70 lajia (33,0 %). Aineiston 212 lajista 58 lajia (27,1 %) saatiin kaikkien kolmen pyydystyyppin pyydyksillä. Kuoppapyydydysten avulla saatiin paljon sellaisia Staphylinidae -heimoon (lyhytsiipiset) kuuluvia kovakuoriaislajeja, joita ei saatu lainkaan ikkuna- tai vuokapyydyksiin. Toisaalta suurin osa Curculionidae -heimon (kärsäkkäät) lajeista saatiin vain ikkuna- tai vuokapyydyksiin. Kun tarkasteltiin sekä lajikoostumusta että

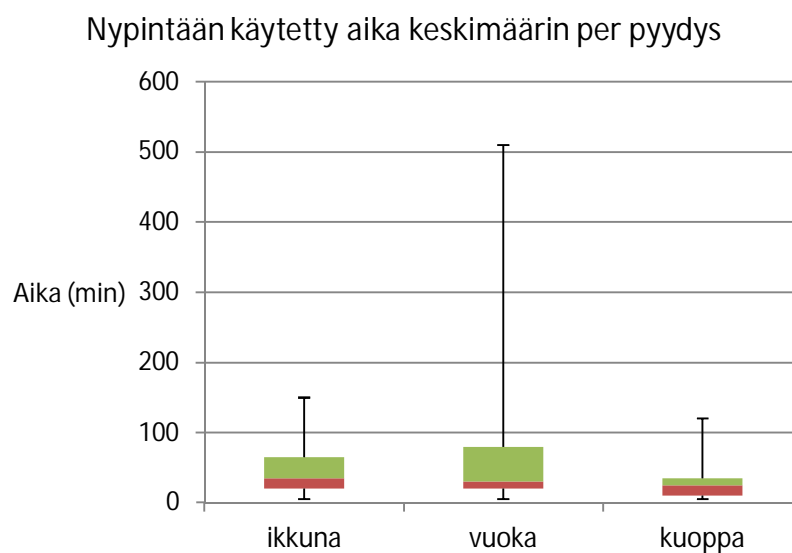
kunkin lajin yksilömääriä samanlaisuusindeksin perusteella saatiin ikkuna- ja vuokapyydyksen väliseksi β -diversiteetiksi 36,5 %, vastaava arvot muille pyydyspareille olivat 13,1 % (ikkuna- ja kuoppapyydyys) ja 14,2 % (vuoka- ja kuoppapyydyys).

3.3 Aineiston käsittelyaika

Aineiston ensimmäisen käsittelyn vaatiman ajankäytön analyysissä oli mukana yhteensä 164 näytettä (41 ikkunapyydydystä, 57 vuokapyydydystä ja 65 kuoppapyydydystä). Ainakin yhden pyydystyyppin aineiston käsittelyyn vaadittu keskimääräinen aika erosi muista tilastollisesti merkitsevästi ($p=0.001$). Post hoc -analyysissä selvisi, että kuoppapyydysten keskimääräinen käsittelyaika erosi ikkunapyydyksistä ($p=0.004$) ja vuokapyydyksistä ($p=0.001$). Ikkuna- ja vuokapyydysten keskimääräinen käsittelyaika ei eronnut tilastollisesti merkitsevästi toisistaan ($p=0.652$).

Vähiten aikaa kului kuoppapyydyksillä kerätyn aineiston käsittelyyn, keskimäärin noin 34,1 minuuttia näytettä kohden (Kuva 8.). Pisimmän ajan vaativat vuokapyydysten näytteet, keskimäärin 65,5 minuuttia. Ikkunapyydysten näytteiden käsittelyyn kului aikaa keskimäärin 48,3 minuuttia näytettä kohden. Näytteiden käsittelyn vaatima aika vaihteli eniten vuokapyydyksissä. Käsittelyajan keskiarvon keskihajonta oli ikkunapyydyksissä 39,06 minuuttia, vuokapyydyksissä 84,68 minuuttia ja kuoppapyydyksissä 53,17 minuuttia. Jokaisen pyydyksen näytteiden nypinnän vaatima aika painottui 5

ja 35 minuutin välille (kaikki käsittelyaikojen tunnusluvut selviävät Taulukosta 5.).



Kuva 8. Aineiston ensimmäiseen laboratoriokäsittelyyn, eli nypintään käytetty aika keskimäärin per pyydys, mediaani näkyy kuvassa palkkien rajana.

Taulukko 5. Kuvailevia tunnuslukuja nyppimisen ajankäytöstä pyydystyypeittäin (yksiköt minuutteja).

	Ikkuna	Vuoka	Kuoppa
Keskiarvo	48,3	65,6	34,1
Keskivirhe	6,1	11,2	6,6
Mediaani	35	30	25
Moodi	20	25	10
Keskihajonta	39,1	84,7	53,2
Varianssi	1526	7171	2827
Minimi aika per pyydys	5	5	5
Maksimi aika per pyydys	150	510	420
Kokonaisaika	1980	3740	2215
Pyydysten lukumäärä	41	57	65

Ainakin yhden pyydystyyppin näytepainot erosivat muista tilastollisesti merkitsevästi ($p=0.049$). Post hoc -analyysin avulla selvisi, että kuoppapyydysten keskimääräinen näytepaino erosi ikkunapyydysistä ($p<0.001$) sekä vuokapyydysistä ($p=0.034$). Ikkuna- ja vuokapyydysten keskimääräinen näytepaino ei eronnut tilastollisesti merkitsevästi toisistaan ($p=0.321$).

Aineiston käsittelyn vaatiman ajan korrelaatio näytepainon kanssa testattiin Kendallin järjestyskorrelaatiolla. Ajan ja painon välillä oli heikko positiivinen korrelaatio (0,210, $p<0.001$) kun tarkasteltiin kaikkia pyydystyyppisiä yhdessä. Kun korrelaatio otettiin huomioon erikseen pyydystyypeittäin, saatiin korrelaatiokertoimeksi ikkunapyydyselle 0,415 ($p<0.001$), vuokapyydyselle 0,590 ($p<0.001$) ja kuoppapyydyselle 0,270 ($p=0.003$).

3.4 Pyydysten tehokkuus

Pyydyksen tehokkuudella tarkoitetaan tässä pyydyksen keräämää yksilömäärää suhteessa aineiston käsittelyn vaatimaan aikaan. Ikkunapyydyksen nypintään kului aikaa keskimäärin 48.3 minuuttia per pyydysnäyte ja niillä saatiin kerättyä keskimäärin 25 lahoppuukovakuoriaisyksilöä per pyydysnäyte. Tuloksista laskettu tehokkuus on näin ollen 0.74 yksilöä minuutissa. Vuokapyydyksillä vastaavat luvut olivat 65.6 minuuttia, 20 yksilöä ja tehokkuus 0.43 ja kuoppapyydyksillä 34.1 minuuttia, 5.8 yksilöä ja tehokkuus 0.21. Kun tarkastellaan kaikkia pyydettyjä kovakuoriaisyksilöitä, ei pelkästään saproksyylejä, saadaan tehokkuuksiksi 0.91 (ikkunat), 0.86 (vuoat) ja 0.59 (kuopat).

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Lajiston monimuotoisuus

Aineisto sisälsi muutaman harvinaisen vanhojen metsien lajin, jotka esiintyvät myös juuri ontoissa puissa. Muun muassa pimikkökuoriaisiin (Tenebrionidae) kuuluvaa *Mycetochara axillaris* on laji, joka esiintyy sekä vanhoissa metsissä että puistojen ontoissa puissa (Gosik 2007). Puunkaivajiin (Anobiidae) kuuluva takkutiara, *Dorcatoma substriata*, esiintyi runsaana varsin-

kin ikkunapyydyksissä. Takkutiarakin on vanhoihin metsiin yhdistetty laji (Hyvärinen 2007). Myös sepiköiden heimoon (*Eucnemidae*) kuuluva kyrmysepikkä, *Eucnemis capucina*, on harvinainen lahoppuukovakuoriainen, jota tavataan nykyisellään lähinnä vain ontoista puista (Hyvärinen 2007).

Alle 200 lajin (tai 2000 yksilön) aineisto ei useinkaan ole riittävä vaarantuneiden lajien esiintymisen kartoittamiseen (Martikainen & Kouki 2003). Vasta lähes kaksinkertaisesti suurempi aineisto antaisi varmuuden jonkin vaarantuneen lajin löytymiselle (Martikainen & Kouki 2003). Tietyn alueen kattava lajistokartoitus vaatisikin useamman vuoden seurannan (Martikainen & Kaila 2004). Tämän tutkimuksen aineisto käsitti kokonaisuudessaan 212 lajia ja 3825 yksilöä. Yksilömäärä on suhteellisen korkea verrattuna lajimäärään. Yksilömäärä ei aina ole hyvä estimaatti todellisesta monimuotoisuudesta (Martikainen & Kouki 2003). Nyt aineiston kolme yleisintä lajia (*Phloeophagus turbatus*, *Mycetochara axillaris*, *Eucnemis capucina*) muodostivat noin 40 % kaikista yksilöistä. On myös tapauksia, joissa jo yksi laji on voinut muodostaa jopa 70 % kokonaisyksilömäärästä (Similä ym. 2002).

Onttojen puistopuiden hyönteislajistosta on saatu vähän lisää tietoa tämän tutkimuksen myötä ja tulokset esitetty myös Helsingin kaupungille. Aineiston keruun jälkeen kuitenkin ainakin kaksi tutkimuspuuta on jo kaadettu huonon kunnan ja mahdollisten turvallisuusriskien takia, ja näin menetetty kaksi tärkeää elinympäristöä. Tämä on yleinen uhka vanhojen puiden kohdalla. Vanhat puut eivät välttämättä ole niin huonossa kunnossa, kuin miltä ne näyttävät. Monessa tapauksessa lahonnut tai onttoutunut puu on saanut

kaatotuomion, vaikka tarkemman tarkastelun valossa laho ei välttämättä ole vaikuttanut puun kasvuun tai altistanut sitä tavallista enempää myrskytuhoille tai kaatumiselle (Terho 2009).

Yksittäisten puiden kartoitus voisikin olla hyvä lähtökohta kaupunkiluonnon monimuotoisuustutkimuksiin (Alvey 2006). Esimerkiksi Ruotsissa on kartoitettu suuri määrä kaupunkipuita monimuotoisuustutkimuksen yhteydessä ja kerätty yksilöityjä tietoja jopa yli 30 000 puusta mahdollisten suojelutoimien kohdentamiseksi (Antonsson & Jansson 2001). Kaupunkipuita on kartoitettu vähän myös Suomessa (Terho 2009). Julkisilla paikoilla kasvavien vanhojen puiden kattavia kuntokartoituksia onkin syytä tehdä. Näin voidaan välttyä sekä riskeiltä, joita puu kaatuessaan voi aiheuttaa että ennen aikaisilta puun kaadoilta ja siten tärkeän elinympäristön tuhoamiselta. Kun ollaan selvillä siitä, minkälaisia elinympäristöjä puistojen tai kadunvarsien puut tarjoavat ja millaisia monimuotoisuuden keskittymiä ne saattavat pitää sisällä, on niiden säilyttämisen perustelu ja tärkeydestä tiedottaminen helpompaa.

4.2 Pyydyksvertailu

Ikkunapyydykset (myös niiden variaatio runkoikkunapyydyks) ovat toimineet yleensä muita menetelmiä paremmin kun on haluttu kerätä mahdollisimman monimuotoinen lajisto kaikkia kovakuoriaisia (Ranius & Jansson 2002, Hyvärinen ym. 2006, Økland 1996). Myös nyt ikkunapyydyksien avulla kerät-

tiin suurin lajimäärä sekä eniten sellaisia lajeja, joita ei saatu lainkaan muiden kahden pyydystyyppin avulla. Kaikilla pyydystyypeillä saatiin kuitenkin lajeja, joita ei esiintynyt muissa kahdessa pyydystyyppissä. Onkin yleensä suositeltavaa käyttää useampaa erilaista pyydystyyppiä samanaikaisesti mahdollisimman monimuotoisen lajiston keräämiseksi (Økland 1996).

Aikaisemmin onttojen puiden kovakuoriaisia pyydetessä, kuoppapyydyskset on aseteltu ontton puun onkalon pohjalle ja ikkunapyydyskset ovat roikkuneet onkalon suuaukon ulkopuolella (Martikainen ym. 2000, Ranius & Jansson 2002, Jonsell 2004). Ongelmana on ollut se, että ikkunapyydyskset ovat keränneet kuoppapyydysiin verrattuna suhteessa vähemmän juuri lahpuusta riipuvaisia kovakuoriaisia (Ranius & Jansson 2002). Nyt ikkunapyydyskset oli sijoitettu onkaloiden sisään, joissa ne toimivat erinomaisesti ja keräsivät huomattavasti runsaammin lahpuusta riipuvaisia kovakuoriaisia kuin kuoppapyydyskset. Onttojen puiden kovakuoriaislajiston kartoituksissa ikkunapyydyskiä voi menestyksellisesti käyttää myös onkaloiden sisäpuolella. Aina tämä ei kuitenkaan ole mahdollista sillä onkalot saattavat olla niin ahtaita, ettei niiden sisään mahdu asettamaan ikkunapyydyskiä. Tällöin ainoa vaihtoehto on asettaa pyydys ulkopuolelle tai valita jokin toinen menetelmä hyönteisaineiston keruuseen.

Ikkunapyydysten näytteiden laboratorioskäsitteilyn vaatiman ajan keskiarvo oli pienempi verrattuna kahteen muuhun pyydystyyppiin, mutta ero vuokapyydyskset käsittelyaikoihin ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Ikkunapyydys oli tutkimuksen mukaan tehokkain pyydystyyppi kun verrataan pyydettyjen

kovakuoriaisyksilöiden määrää näytteiden laboratorioskäsitteilyn vaatimaan aikaan. Aineiston käsittelyn vaatimaan aikaan saattoivat kuitenkin vaikuttaa pyydystyypin lisäksi useat eri tekijät, kuten muiden hyönteisryhmien yksilöiden määrä pyydyksessä sekä näytteiden paino. Ja jos pyydys esimerkiksi täyttyi mulmista, oli kovakuoriaisyksilöiden löytäminen näytteestä vaikeampaa ja sen läpikäyminen hitaampaa.

Jos näyte oli kovin suuri ja painava ja/tai se sisälsi paljon hyönteisiä, oli sen läpikäyminen hitaampaa. Käsitteilyaikoihin vaikuttikin paljolti se, kuinka paljon pyydyksiin oli joutunut muita hyönteisiä, jotka myös poimittiin näytteistä muuhun tutkimustarkoitukseen. Nyt saatu tulos kuvastaa juuri tämän tutkimuksen olosuhteita eikä ole yleistettävissä tilanteisiin, joissa näytteistä poimittaisiin pelkät kovakuoriaiset. Muiden hyönteisryhmien määrä selviää vasta, kun kaikki näytteistä poimitut hyönteiset saadaan laskettua ja määritettyä. Tällöin selviää myös pyydystyypin todellinen tehokkuus muiden kuin kovakuoriaisten osalta.

Aineiston käsittelyajan aikavertailu eri pyydystyypin välillä on suhteellisen uudenlainen lähestymistapa entomologisiin tutkimuksiin. Nypinnän vaatimaa aikaa ei tiettävästi ole aikaisemmin kartoitettu ja tuloksia kohtaan on osoitettu mielenkiintoa osallistumissani alan konferensseissa. Nypinnän vaatimaan aikaan vaikuttaa suuresti työskentelijän ammattitaitoisuus tunnistaa eri hyönteislahkoja mutta suhteelliset käsittelyajat pyydystyypin välillä pysyvät samansuuruisina. Nypinnän vaatima aika on myös vahvasti sidoksissa pyydyksen toimintaan. Se, kuinka runsaasti pyydys kerää hyönteis-

siä, sekä kuinka altis pyydys on keräämään muuta, niin sanottua epätoivot-
tua materiaalia heijastuu aineiston ensimmäiseen käsittelyvaiheeseen, jossa
halutut hyönteiset poimitaan näytteistä (Ozanne 2005).

4.3 Pyydysten toimivuus onttojen puiden sisällä

Aikaisemmissa tutkimuksissa ikkunapyydykset ovat roikkuneet puiden vä-
lissä ja siten keränneet lentäen liikkuvia hyönteisiä (Ranius & Jansson
2002). Moni hyönteinen saattaa kuitenkin liikkua puun sisällä onkalon sei-
nämiä pitkin ja putoaa sieltä pyydykseen, ennemmin kuin törmää siihen len-
nossa. Vuokapyydyks, jonka reunat muotoiltiin onkalon sisäseinämän myö-
täiseksi, oli suunniteltu niin, että hyönteiset putoaisivat siihen liikkeessaan
onkalon seinämällä. Vaikuttaa kuitenkin siltä, että ikkunapyydyks on nyt toi-
minut saman periaatteen mukaisesti kuin vuokapyydyks. Jos ikkunapyydyk-
set olisivat roikkuneet vapaasti, kiinnitettynä onkalon ”kattoon”, olisivat ne
ehkä tarkemmin keränneet vain lentäen liikkuvia hyönteisiä. Ikkuna- ja
vuokapyydyksen keräämät laji- ja yksilömäärät muistuttivatkin enemmän
toisiaan kuin kuoppapyydyksellä kerätyt laji- ja yksilömäärät.

Kuoppapyydyksien asettelu onkaloiden sisään on selkeästi haastavampaa
kuin muiden kahden pyydystyyppin. Kun pyydyspurkki otetaan tyhjennystä
varten pois onkalon pohjalta, ”sortuu” sille kaivettu kohta usein ja pyydyk-
sen takaisinasettelua varten se täytyy kaivaa uudelleen. Joskus onkalon poh-
jalle on hyvin vaikea yltää saatikka nähdä, joten asettelu on pelkän käsitun-

tuman varassa. Tällaisissa kohteissa voi kokemukseni mukaan olla mahdollista, että kuoppapyydys on jäänyt huonoon asentoon, toisin sanoen sen reunat ovat olleet mulmin pintaa korkeammalla ja näin luoneet esteen, josta hyönteisten on ollut vaikeaa kiivetä yli ja joutua pyydykseen. Kuten joissakin aikaisemmissakin tutkimuksissa on huomattu (mm. Ranius & Jansson 2002) oli kuoppapyydysten yleisenä ongelmana myös sen täyttymien onkalon seinämiltä varisevasta mulmista. Kannetaan huolimatta mulmia joutuu kuoppapyydykseen. Syynä saattaa olla esim. lintujen tai pienten nisäkkäiden liikkuminen ja mulmin kaivaminen onkalon sisällä. Mulmia täynnä oleva pyydys estää hyönteisten joutumisen pyydykseen.

Paras mahdollinen hyönteisaineiston keruu onnistuu silloin, kun ontot puut ovat rakenteeltaan sopivia ja pystytään käyttämään erilaisia toimivia pyydyksiä. Jos onkalot ovat hyvin pieniä, ei niiden sisälle pääse asettamaan pyydyksiä. Siinä tapauksessa ainoa vaihtoehto saattaa olla suoran etsinnän menetelmä, esim. onkalon ja puun tarkkailu.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tulosten perusteella ontoissa puissa esiintyvien lahopuukovakuoriaisten pyynnissä ikkuna- ja vuokapyydys toimivat kuoppapyydystä paremmin. Ikkuna- ja vuokapyydysten paremmuus perustuu niiden keräämään suureen laji- ja yksilömäärään. Myös ikkuna- ja vuokapyydysten tehokkuus eli näytteestä poimittujen kovakuoriaisyksilöiden määrä suhteessa näytteen käsitte-

lyn vaatimaan aikaan oli kuoppapyydydystä suurempi. Entomologisten tutkimusten ajankäyttöä suunniteltaessa, tulisikin kiinnittää huomiota pyydystyypin valintaan myös siitä syystä, että se saattaa ratkaisevasti vaikuttaa aineiston käsittelyyn, joka usein on työläs ja aikaa vievä vaihe.

Jos halutaan kerätä mahdollisimman moimuotoinen lajisto onttojen puiden lahokuorukovakuoriaisia, tulisi ikkuna- tai vuokapyydydysten ohella käyttää kuoppapyydyksiä. Kuoppapyydykset eivät toimineet yhtä tehokkaasti kuin ikkuna- tai vuokapyydykset mutta niiden poisjättäminen olisi tuottanut huomattavasti köyhemmän lajikokoonpanon ja jättänyt jopa muutamia harvinaisia lajeja tutkimuksen ulkopuolelle.

Tutkimuksen tarkoituksena oli myös saada lisää tietoa kaupunkialueiden onttojen puiden ylläpitämästä monimuotoisuudesta. Pyyntipanostukseen nähden lajeja löytyi suhteellisen paljon. Tämän kokoisen aineiston perusteella on kuitenkin hyvin vaikeaa vielä sanoa mitään yleistettävää puistopuissa elävästä kovakuoriaislajistosta. Aineistosta löytyi muutama uhanalaisuusluokituksen mukaan silmälläpidettävä laji sekä muutama vastikään vaarantuneiden lajien joukosta silmälläpidettäviin tai elinvoimaisiin siirretty laji. Aineisto on kuitenkin suhteellisen pieni, ei siis ole yllätys, ettei se sisältänyt enempää silmälläpidettäviä tai vaarantuneita lajeja.

Kirjallisuus

Alvey, A. A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*. 5: 195–201.

Antonsson, K. & Jansson, N. 2001. Ancient trees and their fauna and flora in the agricultural landscape in the County of Östergötland. Veteran trees. Tools for preserving woodland biodiversity. Naconex 2001.

Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Westli, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology*. 8: 718–731.

Blaustein, L. & Spencer, M. 2005. Sampling devices and sampling design for aquatic insects. *Teoksessa Insect sampling in forest ecosystems*. 2005. Leather, S. (toim.). Blackwell Science Ltd. 303 s.

Bußler, H. & Müller, J. 2009. Vacuum cleaning for conservationists: a new method for inventory of *Osmoderma eremita* (Scop., 1763) (Coleoptera: Scarabaeidae) and other inhabitants of hollow trees in Natura 2000 areas. *Insect Conservation*. 13: 355–359.

Doak, D. F. & Mills, L. S. 1994. A useful role for theory in conservation. *Ecology*. 75: 615–626.

Ehnström, B. & Axelsson, R. 2002. Insektsnag i bark och ved. ArtData-banken SLU. 512 s.

Faccoli, M. & Stergul, F. 2008. Damage reduction and performance of mass trapping devices for forest protection against the spruce bark beetle,

Ips typographus (Coleoptera Curculionidae Scolytinae). *Annals of Forest Science*. 65: 309p1–309p9.

Foster, R. W. & Kurta, A. 1999. Roosting ecology of the northern bat (*Myotis septentrionalis*) and comparisons with the endangered indiana bat (*Myotis sodalis*). *Journal of Mammalogy*. 80: 659–672.

Gosik, R. 2007. Description of the pupa of *Mycetochara axillaris* (Paykull 1799) (Coleoptera, Tenebrionidae). *Baltic Journal of Coleopterology*. 7: 179–184.

Greenslade, P. J. M. 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology*. 33: 301–310.

Halonen, A. 2008. Pyhän Laurin kirkko on Suomen suosituin vihkipaikka. [www -sivu], luettu 1.12.2010.
<http://www.mtv3.fi/matkailu/kotimaa/matkakohteet.shtml/652704?uusimaa>

Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*. 42: 3–16.

Harper, M. J., McCarthy, M. A., van der Ree, R. & Fox, J. C. 2004. Overcoming bias in ground based surveys of hollow-bearing trees using double sampling. *Forest Ecology and Management*. 190: 291–300.

Hyvärinen, E. 2007. Koloveden kansallispuiston kovakuoriaislajiston inventointi 2006. Raportti Metsähallituksen Etelä-Suomen luontopalveluille 3.1.2007.

Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. A comparison of three trapping methods used to survey forest-dwelling Coleoptera. *European Journal of Entomology*. 103: 397–407.

Hyvärinen, E., Mannerkoski, I., Clayhills, T., Helve, E., Karjalainen, S., Laurinharju, E., Martikainen, P., Mattila, J., Muona, J., Pentinsaari, M., Rassi, P., Rutanen, I., Salokannel, J., Siitonen, J. & Silfverberg, H. 2010. Kovakuoriaiset. Julk.: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 545–492.

Ihalainen, A. & Mäkelä, H. 2009: Kuolleen puuston määrä Etelä- ja Pohjois-Suomessa 2004–2007. *Metsätieteen aikakauskirja*. 1: 35–56.

Ilmonen, J., Rytteri, T. & Alanen, A. (toim.) 2001. Luontodirektiivin kasvit ja selkärangattomat eläimet – Suomen Natura 2000 –ehdotuksen luonnontieteellinen arviointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 510. 177 s. Verkkojulkaisuna:

<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=62748&lan=FI>

Jacobs, J. M., Spence, J. R. & Langor, D. W. 2007. Influence of boreal forest succession and dead wood quality on saproxylic beetles. *Agricultural and Forest Entomology*. 9: 3–16.

Jonsell, M. 2004. Old park trees: a highly desirable resource for both history and beetle diversity. *Journal of Arboriculture*. 30: 238–244.

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

Jonsell, M., Nittérus, K. & Stighäll, K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*. 118: 163–173.

Kaila, L. 1993. A new method for collecting quantitative samples of insects associated with decaying wood or wood fungi. *Entomologica Fennica*. 4: 21–23.

Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation*. 6: 1–18.

Kartanopuistomme — osa Helsingin historiaa. 1999. Helsingin kaupunki, Rakennusvirasto, Viherosasto. Fagepaino. 41 s.

Landvik, M. 2000. Erakkokuoriaisen (*Osmoderma eremita*) suojelusuunnitelma. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 18/2002. 24 s.

Larsson, M., Hedin, J., Svensson, G., Tolasch, T. & Francke, W. 2003. Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male-released pheromone. *Journal of Chemical Ecology*. 29: 575–587.

Leather, S. R. & Watt, A. D. 2005. Sampling theory and practice. Teoksessa *Insect sampling in forest ecosystems*. 2005. Leather, S. (toim.). Blackwell Science Ltd. 303 s.

Martikainen, P. & Kaila, L. 2004. Sampling saproxylic beetles: lessons from a 10-year monitoring study. *Biological conservation*. 120: 171–181.

Martikainen, P. & Kouki, J. 2003. Sampling the rarest: threatened beetles in boreal forest biodiversity inventories. *Biodiversity and Conservation*. 12: 1815–1831.

Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000. Species rich Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*. 94: 199–209.

Martin, K. & Eadie, J.M. 1999. Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*. 115: 243–257.

Niemelä, J., Kotze, D. J., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & Montes de Oca, E. 2002. Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape ecology*. 17: 387–401.

Nilsson, S. G. ja Baranowski, R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography*. 20: 491–498.

Oleksa, A., Ulrich, W. & Gawronski, R. 2007. Host tree preferences of Hermit beetles (*Osmoderma eremita* Scop., Coleoptera: Scarabaeidae) in a network of rural avenues in Poland. *Polish Journal of Ecology*. 55: 315–323.

Ozanne, C. M. P. 2005. Sampling methods for forest understory vegetation. Teoksessa *Insect sampling in forest ecosystems*. 2005. Leather, S. (toim.). Blackwell Science Ltd. 303 s.

Penttinen, J., Ilmonen, J., Jakovlev, J., Salmela, J., Kuusela, K. & Paasivirta, L. 2010. Sienisääsket. Julk.: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 477–489.

Rainio, R. J. 1977. Niinipuu (*Tilia cordata*) suomalaisena metsäpuuna. *Dendrologian seuran tiedotuksia*. 8: 5–13.

Ranius, T. 2000. Minimum viable metapopulation size of a beetle *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conservation*. 3: 37–43.

Ranius, T. 2001. Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. *Oecologia*. 126: 208–215.

Ranius, T. 2002a Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological conservation*. 103: 85–91.

- Ranius, T. 2002b. *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation*. 11: 931–941.
- Ranius, T. 2007. Extinction risks in metapopulations of a beetle inhabiting hollow trees predicted from time series. *Ecography*. 30: 716–726.
- Ranius, T. & Hedin, N. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia*. 126: 363–370.
- Ranius, T. & Jansson, N. 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*. 95: 85–94.
- Ranius, T. & Jansson, N. 2002. A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodiversity and Conservation*. 11: 1759–1771.
- Ranius, T. & Wilander, P. 2000. Occurrence of *Larca lata* H.J. Hansen (Pseudoscorpionida: Garypidae) and *Allochernes wideri* C.L. Koch (Pseudoscorpionida: Chernetidae) in tree hollows in relation to habitat quality and density. *Journal of Insect Conservation*. 1: 23–31.
- Ranius, T., Svensson, G. P., Berg, N., Niklasson, M. & Larsson, M. C. 2009b. The successional change of hollow oaks affects their suitability for an inhabiting beetle, *Osmoderma eremita*. *Annales Zoologici Fennici*. 46: 205–216.
- Rassi, P. 1993. Suomen kovakuoriaisten (Coleoptera) frekvenssipisteet 1.1.1960-1.1.1990. Maa- ja metsätalouden tutkimuskeskuksen Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 6. 136s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.

Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.

Siitonen, J. 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annales Zoologici Fennici*. 31: 89–95.

Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*. 49: 11–41.

Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 9: 185–191.

Silfverberg, H. 2004. Enumeratio nova Coleopterum Fennoscandiae, Daniae et Baltiae. Hyönteistieteellinen aikakauslehti *Sahlbergia*. 9: 1. 111 s.

Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M. & Sippola, A.-L. 2002. Beetle species richness along the forest productivity gradient in northern Finland. *Ecography*. 25: 42–52.

Speight, M. C. D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Nature and Environment Series, no. 42. Council of Europe. 67 s.

Speight, M. R. 2005. Sampling insects from trees: shoots, stems, and trunk. Teoksessa *Insect sampling in forest ecosystems*. 2005. Leather, S. (toim.). Blackwell Science Ltd. 303 s.

Sverdrup-Thygesen, A. 2010. Hule, gamle og grove eiker - Viktige levesteder for mange truede arter av blant annet insekter, sopp og lav. [www-dokumentti] Luettu 1/2011.

<http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/prosjektark/2010/Sverdrup-Thygeson%20Hule%20ARKO-faktaark2010.pdf>

Sverdrup-Thygeson, A., Flåten, M. & Hanssen, O. 2010. Protecting small and vulnerable populations – *Osmoderma eremita* in Norway. Proceedings for the 6th European symposium and workshop on conservation of saproxylic beetles. June 15–17.2010, Ljubljana.

Svensson, G., Larsson, M. & Hedin, J. 2003. Air sampling of its pheromone to monitor the occurrence of *Osmoderma eremita*, a threatened beetle inhabiting hollow trees. *Journal of Insect Conservation*. 7: 189–198.

Söyrinki, N. 1985. Niinipuun (*Tilia cordata*) siemenellisestä uudistumisesta Ruovedellä (62°10' N). *Sorbifolia*. 16: 29–38.

Terho, M. 2009. An assessment of decay among urban *Tilia*, *Betula*, and *Acer* trees felled as hazardous. *Urban Forest & Urban Greening*. 8: 77–85.

Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Teoksessa: Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Siitonen, J. (toim.). *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja*. 812: 57–72.

Tyystjärvi, P. 1994. Tammen kasvatus. Tiedote 1/1994. Metsänjalostussäätiö, Helsinki. 8 s.

Uetz, G. W. & Unzicker, J. D. 1976. Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *Journal of Arachnology*. 3: 101–111.

Väisänen, R., Biström, O. & Heliövaara, K. 1993. Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests? *Biodiversity and Conservation*. 2: 95–113.

Wiebe, K. L. 2001. Microclimate of tree cavity nests: is it important for reproductive success in northern flickers? *The Auk*. 118: 412–421.

Young, M. 2005. Insects in flight. Teoksessa Insect sampling in forest ecosystems. 2005. Leather, S. (toim.). Blackwell Science Ltd. 303 s.

Økland, B. 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. *European Journal of Entomology*. 93: 195–209.

Liite 1.

Tutkimuksessa pyydetty kovakuoriaislajit ja niiden yksilömäärät pyydystyypeittäin. Nimistö Silfverbergin (2004) mukaan. ”Saproksyyli”-sarakeessa: 1=obligatorinen saproksyyli, 2=fakultatiivinen saproksyyli.

Heimo	Laji	Yksilöä	Frekvenssi	Saproksyyli	Ikkuna	Vuoka	Kuoppa
Carabidae	<i>Carabus nemoralis</i>	1	6		0	0	1
	<i>Trechus secalis</i>	1	2		1	0	0
	<i>Bembidion lampros</i>	1	2		1	0	0
	<i>Bembidion properans</i>	2	10		2	0	0
	<i>Pterostichus niger</i>	2	4		0	2	0
	<i>Synuchus vivalis</i>	3	15		0	0	3
	<i>Anchomenus dorsalis*</i>	1	60		0	0	1
	<i>Platynus assimile</i>	8	15		1	6	1
	<i>Amara apricaria</i>	1	2		1	0	0
	<i>Amara familiaris</i>	1	2		1	0	0
	<i>Amara brunnea</i>	1	2		1	0	0
	<i>Badister bullatus*</i>	1	30		0	1	0
Sphaeritidae	<i>Spaerites glabratus</i>	1	10		0	0	1
Histeridae	<i>Gnathoncus buyssoni</i>	18	15	1	3	5	10
	<i>Margarinotus striola</i>	4	4		3	0	1
Ptiliidae	<i>Ptenidium formicetorum</i>	2	4		1	1	0
	<i>Acrotichis intermedia</i>	4	1		0	0	4
	<i>Acrotichis sp.</i>	5			1	3	1
Leiodidae	<i>Colenis immunda*</i>	1	40		0	0	1
	<i>Anisotoma humeralis</i>	9	2	1	5	3	1
	<i>Anisotoma orbicularis</i>	29	15	1	11	17	1
	<i>Agathidium seminulum</i>	5	4	1	4	1	0
	<i>Ptomaphagus subvillosus</i>	2	20		1	1	0
	<i>Ptomaphagus sericatus*</i>	4	100		0	2	2
	<i>Nemadus colonoides*</i>	2	30	1	1	0	1
	<i>Sciodrepoides watsoni</i>	11	1		5	1	5
<i>Catops nigriclavus*</i>	2	30		0	1	1	
Scydmanidae	<i>Scydmorephes minutus*</i>	1	40	2	1	0	0
	<i>Stenichus collaris</i>	2	4	1	1	1	0
	<i>Stenichus bicolor</i>	8	6	1	2	5	1
	<i>Euconnus claviger*</i>	1	40	2	0	1	0
	<i>Euconnus maeklini*</i>	3	30	2	0	0	3

Heimo	Laji	Yksilöä	Frek- venssi	Saprok- syyli	Ikkuna	Vuoka	Kuoppa
Scydmanidae	<i>Scydmaenus hellwigii</i>	2	20	2	0	2	0
Silphidae	<i>Phosphuga atrata</i>	1		1	1	0	0
Staphylinidae	<i>Phyllodrepa melano- cephala</i>	5	20	1	3	1	1
	<i>Phyllodrepa floralis</i>	2	20	1	1	0	1
	<i>Omalius rivulare</i>	9	1		0	0	9
	<i>Omalius caesum</i>	1	4		0	0	1
	<i>Omalius rugatum*</i>	19	40		0	0	19
	<i>Megarthus prosseni</i>	1	2		0	0	1
	<i>Megarthus depressus</i>	1	6		0	0	1
	<i>Megarthus denticollis</i>	1	4		0	1	0
	<i>Proteinus brachypterus</i>	2	1		1	0	1
	<i>Biploporus bicolor</i>	2	20	1	1	1	0
	<i>Euplectus nanus*</i>	42	30	1	23	17	2
	<i>Euplectus bescidicus*</i>	2	40	1	0	2	0
	<i>Euplectus karstenii</i>	143	6	2	93	39	11
	<i>Euplectus mutator*</i>	3	40	1	3	0	0
	<i>Trimium brevicorne</i>	13	15		8	4	1
	<i>Phloeocharis subtilis- sima</i>	2	6	1	1	1	0
	<i>Mycetoporus lepidus</i>	1	4		0	1	0
	<i>Ischnosoma splendi- dum</i>	1	2		0	1	0
	<i>Lordithon lunulatus</i>	6	2		2	3	1
	<i>Sepedophilus testaceus</i>	44	2	2	20	17	7
	<i>Sepedophilus marsha- mi</i>	2	6	2	1	1	0
	<i>Tachyporus scitulus</i>	1	15		1	0	0
	<i>Tachinus proximus</i>	1	2		0	0	1
	<i>Tachinus laticollis</i>	24	2		0	0	24
	<i>Habrocerus capillari- cornis*</i>	2	60		0	0	2
	<i>Aleochara moerens</i>	1	1		0	0	1
	<i>Oxypoda opaca</i>	5	6		0	0	5
	<i>Oxypoda vittata*</i>	24	40	2	0	0	24
	<i>Oxypoda brevicornis</i>	1	4		1	0	0
	<i>Oxypoda alternans</i>	1	2		0	0	1
	<i>Thiasophila sp.</i>	1	10	2	0	1	0
	<i>Microglotta villosula</i>	5	20	2	3	0	2
	<i>Geostiba circellaris</i>	1	1		0	0	1
	<i>Atheta subtilis</i>	4	1		1	1	2
	<i>Atheta laticollis</i>	1	10		0	0	1
	<i>Atheta fungi</i>	3	1		0	0	3
	<i>Atheta sodalis</i>	101	2		2	5	94
	<i>Atheta macrocera</i>	1	15		1	0	0

Heimo	Laji	Yksilöä	Frek- venssi	Saprok- syyli	Ikkuna	Vuoka	Kuoppa	
Staphylinidae	<i>Atheta xanthopus</i> *	2	40		0	1	1	
	<i>Atheta crassicornis</i>	4	4		1	2	1	
	<i>Atheta paracrassicornis</i>	5	2		1	0	4	
	<i>Atheta nigricornis</i>	47	6	2	9	10	28	
	<i>Atheta nigrifula</i>	3	10		0	1	2	
	<i>Drusilla canaliculata</i>	1	1		0	0	1	
	<i>Bolitochara pulchra</i>	1	2		0	1	0	
	<i>Leptusa pulchella</i>	1	1	1	1	0	0	
	<i>Autalia longicornis</i>	3	4		0	0	3	
	<i>Scaphisoma agaricum</i>	5	2	1	1	0	4	
	<i>Anotylus rugosus</i>	2	2		1	1	0	
	<i>Xantholinus linearis</i>	1	15		0	0	1	
	<i>Atrecus pilicornis</i>	1	10	1	1	0	0	
	<i>Gabrius expectatus</i>	7	2	1	4	2	1	
	<i>Gabrius trossulus</i>	1	2		0	0	1	
	<i>Bisnius subuliformis</i> *	15	40	1	1	5	9	
	<i>Philonthus politus</i>	1	2		0	1	0	
	<i>Philonthus succicola</i>	1	4		0	0	1	
	<i>Philonthus tenuicornis</i>	1	4		1	0	0	
	<i>Philonthus decorus</i>	1	4		0	1	0	
	<i>Philonthus fumarius</i>	3	6		0	1	2	
	<i>Gyrophaena affinis</i>	43	2		18	25	0	
	<i>Gyrophaena angustata</i> *	2	30	1	0	2	0	
	<i>Gyrophaena joyoides</i>	2	10	2	2	0	0	
	<i>Quedius mesomelinus</i>	18	4	2	0	1	17	
	<i>Quedius brevicornis</i> *	30	30	1	12	8	10	
	<i>Quedius microps</i> *	41	80	1	11	21	9	
	<i>Quedius scitus</i>	23	20	2	9	4	10	
	Lucanidae	<i>Sinodendron cylindricum</i>	2	10	1	0	1	1
	Trogidae	<i>Trox scaber</i> *	7	30	2	0	1	6
Scarabaeidae	<i>Serica brunnea</i>	1	4		1	0	0	
	<i>Cetonia aurata</i>	1	4	2	0	1	0	
Scirtoidae	<i>Clambus punctulum</i>	1	6		1	0	0	
Eucnemidae	<i>Eucnemis capucina</i> *	450	100	1	232	172	46	
Throscidae	<i>Trixagus dermestoides</i>	5	15		2	3	0	
Elateridae	<i>Denticollis linearis</i>	3	4	1	2	0	1	
	<i>Selatosomus aeneus</i>	2	2		1	1	0	
	<i>Ampedus nigroflavus</i> *	12	40	1	5	5	2	
	<i>Ampedus pomorum</i>	1	10	1	1	0	0	
	<i>Ampedus balteatus</i>	3	4	1	2	1	0	
	<i>Ampedus erythrogonus</i>	16	20	1	7	5	4	
	<i>Ampedus nigrinus</i>	1	2	1	1	0	0	

Heimo	Laji	Yksilöä	Frek- venssi	Saprok- syyli	Ikkuna	Vuoka	Kuoppa
Elateridae	<i>Melanotus castanipes</i>	18	2	1	3	11	4
	<i>Dalopius marginatus</i>	1	1		0	1	0
Lampyridae	<i>Phosphaenus hemipterus*</i>	3	30		0	2	1
Cantharidae	<i>Malthinus biguttatus</i>	2	6	1	1	1	0
	<i>Malthinus punctatus</i>	1	10	1	1	0	0
	<i>Malthinus frontalis*</i>	3	60	1	2	1	0
	<i>Malthodes marginatus</i>	2	10	1	1	1	0
	<i>Malthodes pumilus</i>	1	4	1	1	0	0
	<i>Malthodes crassicornis</i>	34	20	1	14	14	6
Dermestidae	<i>Ctesias serra*</i>	22	30	1	12	9	1
	<i>Anthrenus museorum</i>	3	2	2	2	1	0
Anobiidae	<i>Anobium rufipes</i>	27	15	1	16	11	0
	<i>Hadrobregmus pertinax</i>	21	2	1	14	5	2
	<i>Dorcatoma substriata*</i>	68	80	1	47	20	1
	<i>Ptinus fur</i>	24	6	2	7	10	7
	<i>Ptinus villiger</i>	6	6	2	3	1	2
	<i>Ptinus subpilosus*</i>	14	30	1	5	5	4
	<i>Ptinus raptor</i>	4	4	2	1	3	0
Trogossitidae	<i>Ostoma ferruginea</i>	1	10	1	0	0	1
	<i>Grynocharis oblonga*</i>	21	30	1	4	15	2
Cleridae	<i>Tillus elongatus*</i>	3	40	1	1	2	0
Sphindidae	<i>Sphindus dubius</i>	1	10	1	0	1	0
	<i>Aspidiphorus orbiculatus</i>	55	6	1	19	33	3
Nitidulidae	<i>Epuraea aestiva</i>	2	2		1	1	0
	<i>Epuraea limbata</i>	3	20	2	2	1	0
	<i>Melighetes aeneus</i>	2	2		1	1	0
	<i>Soronia punctatissima</i>	2	20	1	1	1	0
	<i>Pityophagus ferrugineus</i>	1	1	1	1	0	0
Monotomidae	<i>Rhizophagus dispar</i>	2	2	1	0	2	0
	<i>Rhizophagus bipustulatus</i>	11	6	1	2	5	4
	<i>Rhizophagus parvulus</i>	40	6	1	0	1	39
	<i>Rhizophagus cribratus</i>	2	15	1	1	0	1
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus badius</i>	23	4	2	2	5	16
	<i>Cryptophagus distinguendus</i>	17	20	1	0	2	15
	<i>Cryptophagus scutellatus</i>	1	10	2	1	0	0
	<i>Atomaria morio*</i>	15	30	1	7	3	5
	<i>Atomaria fuscata</i>	2	2		1	1	0
	<i>Atomaria lewisi</i>	2	10		0	0	2
	<i>Atomaria nigrirostris</i>	6	6	2	1	1	4

Heimo	Laji	Yksilöä	Frek- venssi	Saprok- syyli	Ikkuna	Vuoka	Kuoppa
Erotylidae	<i>Dacne bipustulata</i>	63	6	1	8	53	2
	<i>Triplax aenea</i>	4	15	1	0	3	1
	<i>Triplax rufipes</i> *	1	40	1	1	0	0
Cerylonidae	<i>Cerylon fagi</i>	14	20	1	2	7	5
	<i>Cerylon histeroides</i>	26	2	1	17	7	2
	<i>Cerylon ferrugineum</i>	28	4	1	12	15	1
Alexiidae	<i>Sphaerosoma pilosum</i> *	1	60	1	0	1	0
Coccinellidae	<i>Stethorus punctillum</i> *	1	40		1	0	0
	<i>Calvia quattuordecim- guttata</i>	1	2		0	1	0
	<i>Coccinella septem- punctata</i>	1	1		0	1	0
	<i>Adalia conglomerata</i>	1	10		1	0	0
Corylophidae	<i>Orthoperus atomus</i>	1	6	2	1	0	0
Latridiidae	<i>Latridius hirtus</i>	24	15	1	7	11	6
	<i>Latridius anthracinus</i>	28	20	2	5	7	16
	<i>Latridius minutus</i>	4	1	2	1	1	2
	<i>Latridius nidicola</i> *	8	40	2	3	3	2
	<i>Enicmus fungicola</i>	3	15	1	1	2	0
	<i>Enicmus rugosus</i>	35	6	1	21	10	4
	<i>Enicmus transversus</i>	1	10		1	0	0
	<i>Dienerella elongata</i> *	11	30	2	5	2	4
	<i>Stephostethus lardari- us</i>	2	2		1	0	1
Mycetophagidae	<i>Corticaria longicollis</i>	3	2	2	1	1	1
	<i>Mycetophagus quadri- pustulatus</i> *	20	40	1	2	18	0
	<i>Mycetophagus multi- punctatus</i>	24	20	1	3	19	2
Ciidae	<i>Mycetophagus populi</i> *	6	40	1	4	2	0
	<i>Cis bidentatus</i>	1	20	1	0	1	0
	<i>Ennearthron cornutum</i>	115	10	1	84	30	1
	<i>Ennearthron laricinum</i>	68	20	1	54	14	0
Melandryidae	<i>Orthocis alni</i>	1	6	1	1	0	0
	<i>Hallomenus binotatus</i>	3	20	1	2	1	0
Zopheridae	<i>Synchita humeralis</i>	1	15	1	0	1	0
Tenebrionidae	<i>Tenebrio molitor</i>	1	6	2	0	0	1
	<i>Pseudocistela ceram- boides</i> *	28	30	1	17	11	0
	<i>Mycetochara flavipes</i>	9	10	1	5	4	0
	<i>Mycetochara axillaris</i> *	490	30	1	226	254	10
	<i>Eledona agricola</i> *	98	80	1	82	14	2
	<i>Diaperis boleti</i>	17	10	1	16	1	0
Salpingidae	<i>Salpingus ruficollis</i>	2	10	1	1	1	0
Aderidae	<i>Anidorus nigrinus</i> *	1	100	1	0	1	0
Scraptiidae	<i>Anaspis marginicollis</i>	80	4	1	37	39	4

Heimo	Laji	Yksilöä	Frekvenssi	Saprosyyli	Ikkuna	Vuoka	Kuoppa
Scraptiidae	<i>Anaspis thoracica</i>	3	10	1	0	3	0
	<i>Anaspis rufilabris</i>	10	6	1	8	2	0
Cerambycidae	<i>Alosterna tabacicolor</i>	76	6	1	27	48	1
Chrysomelidae	<i>Phyllotreta vittula</i>	2	6		2	0	0
	<i>Phyllotreta atra</i>	1	15		0	1	0
Apionidae	<i>Apion fulvipes</i>	6	4		5	0	1
	<i>Apion simile</i>	1	2		0	1	0
	<i>Apion virens</i>	1	4		1	0	0
Curculionidae	<i>Otiorhynchus ovatus</i>	1	2		0	1	0
	<i>Brachysomus echinatus</i>	1	6		1	0	0
	<i>Barypeithes pellucidus</i>	44	20		19	12	13
	<i>Sitona suturalis</i>	1	4		0	1	0
	<i>Sitona sp.</i>	1			1	0	0
	<i>Notaris acridulus</i>	1	6		1	0	0
	<i>Tychius picirostis</i>	1	6		1	0	0
	<i>Rhyncolus ater</i>	1	2	1	0	1	0
	<i>Phloeophagus turbatus*</i>	591	40	1	232	302	57
	<i>Hylastes cunicularius</i>	1	1	1	0	1	0
	<i>Phloeotribus spinulosus</i>	1	10	1	1	0	0

*) Harvinaisia (frekvenssipisteet ≥ 30)

Harvinaiset lajit ovat lajeja, jotka ovat saaneet ns. frekvenssi -pisteytyksessä (Rassi 1993) 30 pistettä tai enemmän. Frekvenssipisteillä kuvataan lajin yleisyyttä Suomessa. Pisteytyksen perusteena on lajien esiintyminen 10 km x 10 km:n yhtenäiskoordinaatistoruuduissa. Pisteytys on 12-luokkainen (1, 2, 4, 6, 10, 15, 20, 30, 40, 60, 80, 100). Yleisimmät lajit, jotka siis esiintyvät useassa ruudussa saavat yhden pisteen ja harvinaiset lajit, joita esiintyy vain muutamassa ruudussa saavat 100 pistettä. Frekvenssipisteytys kuvastaa siis lajien yleisyyttä, ei runsautta.