

**Pro Gradu-tutkielma**

**Kaupunkimetsien raivauksen ekologiset vaikutukset**

**Tiina M. Virta**



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

1.9.2010

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

VIRTA, TIINA M.: Kaupunkimetsien raivauksen ekologiset vaikutukset

Pro gradu -tutkielma: 34 s.

Työn ohjaajat: Professori Markku Kuitunen, FT Matti Koivula ja FT Elisa Vallius

Tarkastajat: Professori Markku Kuitunen ja FT Kari Hänninen

Syyskuu 2010

---

Hakusanat: maakiitäjäiset, putkilokasvit, monimuotoisuus, kaupunkisuunnittelu

## TIIVISTELMÄ

Kaupunkimetsät ovat ihmisten viihtyvyyden ja terveyden kannalta merkittäviä. Kaupunkimetsien hoidossa tulisi ottaa huomioon ekologiset vaikutukset taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten lisäksi. Kaupunkisuunnitelman avulla voidaan ottaa asukkaiden mielipiteet huomioon sekä aikatauluttaa hoitotoimenpiteet. Osallistavan suunnittelun avulla asukkaat saavat tietoa lähimetsistä sekä niiden hoidosta ja voi kasvattaa kiinnostusta luontoa kohtaan. Kaupunkimetsien lajiston säilymisen kannalta on tärkeää, ettei raivauksen voimakkuus ole liian suurta ja hakkuutähteet sekä vanhaa puustoa jätetään metsiin. Toimenpiteiden jatkuvuus on tärkeää lajiston säilymisen kannalta, sillä häiriöt, jotka esiintyvät liian harvoin ja ovat liian voimakkaita vähentävät lajiston monimuotoisuutta. Metsien välillä tulisi myös olla käytäviä, jotta lajisto pääsee liikkumaan. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin raivaustoimenpiteiden vaikutuksia kaupunkimetsien biodiversiteettiin maakiitäjäisten (Carabidae) sekä putkilokasvien (Tracheobionta) kautta. Tutkimus toteutettiin Jyväskylän kaupungin metsissä kesällä 2009. Kuoppapyydysten avulla kerätyt maakiitäjäislajit luokiteltiin kolmeen ryhmään: metsä-, avomaalajit sekä generalistit. Kaikista pyydytystä lajeista avomaalajeja oli 5 %, generalisteja 45 % ja metsälajeja 50 %. Tutkimuksessa vertailtiin raivattuja ja raivaamattomia alueita ja selvitettiin miten yksilömäärä sekä lajistorakenne raivauksen seurauksena muuttuivat. Kasvien osalta merkittäviä eroja ei löytynyt. Vaikutukset ympäristön muutoksessa näkyvät ensin yksilömäärissä ja vasta sen jälkeen lajimäärissä, sillä lajiston muuttuminen on hitaampi prosessi. Tässä tutkimuksessa huomattiin yksilömäärän vähentyneen raivauksen seurauksena, lukuun ottamatta yhtä alueparia. Raivatuissa kaupunkimetsissä avomaalajien suhteellinen osuus kasvoi. Kivikkoisuus ja runkoluku olivat suurimmat selittävät tekijät avomaalajien esiintymisessä. Lisäksi raivatuilla alueilla puuston latvuspeittävyys ja maakiitäjäisten lajimäärän välillä löydettiin korkea positiivinen korrelaatio. Monimuotoisuuden tutkiminen ei ole kovin helppoa, sillä eri lajeilla on erilaisia ympäristövaatimuksia eikä pelkästään lajiston tarkastelu kerro kaikkea ekosysteemin laadusta. Tämän tutkimuksen perusteella voidaan sanoa, että raivaus jossain määrin vaikuttaa kaupunkimetsien lajimääriin ja lajirakenteisiin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science  
Department of Biological and Environmental Sciences  
Environmental Science and Technology

VIRTA, TIINA M.: The ecological impacts of urban forest thinning

Master of Science Thesis: 34 p.

Supervisors: Professor Markku Kuitunen, PhD Matti Koivula and PhD Elisa Vallius

Inspectors: Professor Markku Kuitunen and PhD Kari Hänninen

September 2010

---

Key words: ground beetle, carabidae, vascular plant, diversity, city planning

## **ABSTRACT**

Urban forests are important for people's wellbeing. In the management of urban forests it is important to take in consideration ecological impacts as well as economical and social impacts. City planning makes it possible for the public opinions and the schedule of the management actions. The participatory planning makes possible the residents learn about the local forests and their management and increase the interests for the nature. In order to preserve the biodiversity in urban forests, it is important that the thinning is not too heavy and the dead wood should be left in the forests. The continuity of management is also important, because disturbance that happens too rarely and is too heavy will decrease the biodiversity. The wildlife corridors between urban forests are advisable, because it makes possible the species move between patches. In this study I examined the impacts of thinning on ground beetles (Carabidae) and vascular plants (Tracheobionta). The study was done in the urban forests in City of Jyväskylä in summer 2009. Ground beetles were collected using pit fall traps and then categorized into three groups based on their environmental requirement: forest species, open area species and generalists. There were 5 % of open area species, 45 % of generalists and 50 % of forest species from all species collected. I compared the sites that were managed with sites that were not managed. The main question was how the amount of individuals of ground beetles and the structure of species groups changed between the areas. No significant differences following management actions was found in the occurrence of vascular plants. The impacts of environmental conditions are more likely to show first in the amount of individuals and then later in the species diversity since the change of diversity is slower process. In this study I noticed that the number of ground beetle individuals was lower in the managed forests, except in one pair of the forests. Also open area species were more abundant after thinning. The rockiness and number of stems were the biggest explanatory factors for open species abundance. Also there was also significant correlation between canopy and species abundance of ground beetles in managed forests. From the results of this study, it can be said that thinning has at least some kind impact on the biodiversity.

# SISÄLTÖ

<b>1. JOHDANTO.....</b>	<b>5</b>
<b>2. TUTKIMUKSEN TAUSTA.....</b>	<b>6</b>
2.1. KAUPUNKIMETSÄT JA NIIDEN SUUNNITTELU .....	6
2.2. JYVÄSKYLÄN KAUPUNGIN METSIEN HOITOLUOKITUS.....	8
2.3 KAUPUNKIMETSIEN LAJISTO.....	11
2.3.1 Maakiitäjäiset.....	12
2.3.2 Kasvillisuus .....	13
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>14</b>
3.1 MAASTOTYÖT .....	14
3.2 TILASTOLLINEN TESTAUS .....	16
<b>4. TULOKSET.....</b>	<b>18</b>
4.1 RAIVAUKSEN VAIKUTUKSET MAAKIITÄJÄISIIN.....	18
4.2 RAIVAUKSEN VAIKUTUKSET KASVILLISUUTEEN.....	20
4.3 RAIVAUKSEN VAIKUTUKSET MAAKIITÄJÄIS- JA KASVIYHTEISÖIHIN.....	21
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU.....</b>	<b>24</b>
5.1 RAIVAUKSEN VAIKUTUKSET MAAKIITÄJÄISIIN.....	24
5.2 RAIVAUKSEN VAIKUTUKSET KASVILLISUUTEEN.....	25
5.3 METSIKÖN OMINAISUUKSIEN VAIKUTUKSET MAAKIITÄJÄISIIN.....	25
<b>6. JOHTOPÄÄTÖKSET JA YHTEENVETO.....</b>	<b>26</b>
<b>KIITOKSET.....</b>	<b>28</b>
<b>KIRJALLISUUS.....</b>	<b>28</b>
<b>LIITTEET.....</b>	<b>32</b>

## 1. JOHDANTO

Ihminen on toiminnallaan vaikuttanut sekä luontoon että lajien esiintymiseen ja sukupuuttoon kuolemiseen (Sandhall & Lindroth 1976, Vitousek ym. 1996, Venn ym. 2003). Syntyvyyden ja kaupunkien muuttoliikenteen ansiosta väkiluku kaupungeissa kasvaa jatkuvasti ja YK:n arvion mukaan vuonna 2030 kaupungeissa asuu jo 60 % koko maapallon väestöstä (UN-HABITAT 2009). Urbaanin yhteiskunnan muuttuessa ja kehittyessä myös kaupunkimetsien ja muiden ekosysteemien olosuhteet muuttuvat (Bell ym. 2005). Tässä yhteydessä kaupunkimetsillä tarkoitetaan metsiä, jotka sijaitsevat kaupungissa tai kaupungin läheisyydessä. Kaupunkimetsien koko voi vaihdella asuinalueilla suurestikin; tyypillisesti puolesta hehtaarista kymmeneen hehtaariin. Kaupunkimetsien kasvillisuus on joko luontaista tai ihmistoiminnan seurauksesta muuttunutta. Käytännössä kuitenkin lähes kaikki kaupunkimetsät ovat hoidettuja jollakin tavalla vaikka puhuttaisiinkin luonnontilaisista metsistä (Tyrväinen ym. 2003). Kaupunkimetsien lisäksi kaupungeissa on usein puistoja ja muita viheralueita, jotka eroavat lajistoltaan ja ekosysteemiltään huomattavasti luonnontilaisista alueista (Venn ym. 2003). Kaikki kaupungit ovat erilaisia maantieteellisesti ja kulttuurillisesti, jolloin lajiston monimuotoisuuden arviointi ei ole yksiselitteistä (McKinney 2008). Kaupungistuminen vaikuttaa ekosysteemiin ja mikroilmastoon muun muassa muuttamalla nostamalla lämpötilaa, vähentämällä maaperän ravinnetasoa ja lisäämällä saasteita (Whitford ym. 2001, Bell ym. 2005). Suunnittelussa tulee olla selvillä näistä vaikutuksista, jotta mahdolliset ongelmat voidaan yrittää ratkaista (Whitford ym. 2001). Rakennusten muoto, asettelu, valmistusmateriaali ja väri ovat muun muassa sellaisia tekijöitä, jotka vaikuttavat säteilyyn, tuulen määrään ja muihin ominaisuuksiin, jotka luovat alueen mikroilmaston (Eliasson ym. 2007).

Kaupunkimetsien raivaus on osa kaupunkisuunnittelua ja toimenpiteellä halutaan parantaa ihmisten viihtyvyyttä. Raivausten avulla voidaan esimerkiksi avartaa näkymiä järvelle raivaamalla metsikköä maiseman edestä. Metsien suunnittelussa ja hoidossa tulisi huomioida taloudelliset, sosiaaliset ja ekologiset arvot (Bell ym. 2005, Tyrväinen ym. 2005). Osallistuvan suunnittelun avulla asukkaat voivat kertoa mielipiteitään toimenpiteistä (Sipilä & Tyrväinen 2005).

Kaupungistumisen vaikutukset lajiston monimuotoisuuteen ovat usein moniulotteisia ja mutkikkaita (Whitford ym. 2001). Ihmistoiminnasta on ollut sekä hyötyä että haittaa kovakuoriaisille, jotka ovat pystyneet sopeutumaan uusiin elinympäristöihin, mutta toisaalta vaativampien elinolosuhteiden mukaiset lajit ovat kärsineet elinympäristöjen katoamisesta (Sandhall & Lindroth 1976). Kasvilajisto muuttuu jatkuvasti joidenkin lajien harvinaistuessa ja joidenkin kadotessa ja uusien vieraslajien ilmaantumisessa. Osa kasveista leviää itsestään, osa ihmistoiminnan vaikutuksesta (Suominen 2004). Varsinkin vieraslajit pärjäävät kaupunkiympäristöissä hyvin (Vitousek ym. 1996, Gustavsson ym. 2005). Lajien säilymisen kannalta on tärkeää tietää, miten ihmislähtöiset häiriöt kaupunkiympäristöissä vaikuttavat lajien esiintymiseen (Niemelä ym. 2007, Cárdenans & Buddle 2009). Lajiston tulisi myös päästä liikkumaan eri metsien välillä ja tarjota elinympäristöjä kaikille eri suksessiovaiheen lajeille (Lindenmayer ym. 2003).

Lajiston muuttumista kaupungistumisen seurauksena on tutkittu (esim. Eversham ym. 1996, Magura ym. 2004), mutta kaupunkimetsien hoidon ekologisista seurauksista tarvitaan lisää tietoa (Tyrväinen ym. 2003). Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää vaikuttavatko raivaukset kaupunkimetsien lajimäärään ja lajirakenteeseen, ja jos vaikuttavat, niin millä tavoin? Tutkimustuloksia voidaan käyttää hyväksi kaupunkien

metsien ja niiden hoitotoimenpiteiden suunnittelussa kun halutaan säilyttää kaupunkiluonto monipuolisena. Tutkittavina eliöinä olivat maakiitäjäiset (Carabidae) sekä putkilokasvit (Tracheobionta). Tutkimusaineisto kerättiin Jyväskylän kaupungin metsissä kesällä 2009.

## 2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

Tutkimuksen lähtökohtana on, että kaupunkisuunnittelussa tulisi kaupunkimetsien raivauksen osalta huomioida ekologiset ja sosiaaliset vaikutukset, joista myös tarvitaan lisää tietoa. Tämä tutkimus käsittelee raivauksen ekologisia vaikutuksia. Suunnittelussa tulisi huomioida myös sosiaaliset ja taloudelliset vaikutukset, joten niistä kerrotaan lisäksi lyhyesti tässä luvussa. Lisäksi kuvataan kaupunkimetsiä varsinkin Jyväskylässä, sekä kerrotaan miksi kaupunkimetsät ovat tärkeitä ihmisille ja muille eliöille. Luvussa esitellään myös tutkimuksessa käytetyt eliöryhmät ja tutkimusalueet.

### 2.1. Kaupunkimetsät ja niiden suunnittelu

Kaupungit kasvavat sekä muuttoliikkeen että syntyvyyden kautta. Kaupunkien kasvun myötä kasvaa myös tarve parantaa elinolosuhteita viihtyisämmäksi. Kaupunkimetsät ovat tärkeitä viihtyvyydelle ja hyvinvoinnille puistojen lisäksi. Ne tarjoavat asukkaille vastapainoa teollistuneessa elinympäristössä vaikuttaen sekä henkiseen että fyysiseen vireyteen (Bell ym. 2005, Tyrväinen ym. 2005, Forman 2008). Metsissä voidaan nauttia rauhallisesta ilmapiiristä (Bell ym. 2005). Varsinkin vanhat metsät, joissa on suuria puita, lievittävät kaupunkilaisten stressiä (Tyrväinen ym. 2005). Metsissä voidaan kohentaa fyysistä kuntoa esimerkiksi talvisin hiihtämällä ja kesäisin kävelemällä ja pyöräilemällä. Kaupunkimetsät lisäksi auttavat ihmisiä, varsinkin lapsia, oppimaan enemmän luonnosta, sillä lapset leikkivät ja liikkuvat usein lähimetsissä (Bell ym. 2005, Tyrväinen ym. 2005). Oikeassa paikassa virkistymetsä voi myös auttaa parantamaan asumisen laatua vähentämällä liikenteen melua ja tuulta. Kaupunkimetsillä on myös taloudellisia vaikutuksia; puista, sienistä ja marjoista saadaan tuottoa, asuinalueiden arvot paranevat ja matkailu alueelle kasvaa (Tyrväinen ym. 2005). Taulukkoon 1 on koottu mahdollisia kaupunkimetsien sosiaalisia, esteettisiä, fyysisiä, ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia.

Taulukko 1. Kaupunkimetsistä saatavia hyötyjä ja vaikutuksia (muokattu Tyrväinen ym. 2005)

Sosiaaliset vaikutukset	Virkistysmahdollisuudet, parannukset työ- ja asumisolosuhteisiin, fyysinen ja henkinen terveys, kulttuurilliset ja historialliset arvot.
Esteettiset ja rakennustaiteelliset hyödyt	Maiseman vaihtelut erilaisten värien, pintojen, muotojen ja kasvillisuuden tiheyden kautta. Puiden kasvu havainnollistaa vuodenaikojen vaihtelua ja kokemuksia luonnosta. Avoimien tilojen määrittely, maisemien kehystys ja rakennusten maisemointi.
Vaikutukset mikroilmastoon ja fyysiset piirteet	Viilentäminen, suoja tuulelta, vaikutukset kaupunki-ilmastoon lämpötilan ja kosteuden säätelyn kautta. Ilmansaasteiden vähentäminen, meluntorjunta, häikäisyn ja heijastuksen vähentäminen, tulvien ja eroosion vaikutusten vähentäminen.
Ekologiset vaikutukset	Kasvien ja eläinten biotoopit kaupunkiympäristössä
Taloudelliset hyödyt	Puutavarasta, marjoista, sienistä ym. saatu tuotto, asuinalueiden arvonnousu, matkailu

Lähes kaikki kaupunkimetsät ovat hoidettuja jollakin tavalla. Hoitotoimenpiteet määritellään kaupunkisuunnittelussa (Tyrväinen ym. 2003). Gustavssonin ym. (2005) mukaan suksession seurauksena avoimet alueet metsittyvät, ja mikäli ne halutaan pitää avoimena, ne vaativat hoitoa. Hoitotoimenpiteissä pyritään siihen, että alueiden kehittyessä päästäisiin vähällä hoidolla. Tavoitteena on usein saada tasapainoinen, paikallisiin olosuhteisiin sopiva elinympäristö (Gustavsson ym. 2005). Tulevat sukupolvet tulisi myös huomioida metsiä muokattaessa (Bell ym. 2005). Alueilla vallitsisi kehittynyt ravintoverkosto, joka koostuisi alkuperäisistä alueelle luontaisista lajeista (Gustavsson ym. 2005). Ideaalisesti metsien suunnittelussa hyödynnettäisiin luonnon omaa kehitystä sekä kasvillisuudessa että eläimistössä. Käytännössä kuitenkin luonnonmukaisen suksession noudattaminen ei ole usein haluttua tai mahdollista (Gustavsson ym. 2005). Kuitenkin esimerkiksi Ruotsissa merkittävän osan kuntien metsistä annetaan kehittyä luontaisen suksession myötä (Rydberg & Falck 2000). Metsäluonto ei ole tasapainossa vaan luonnollisen suksession myötä muuttuu jatkuvasti. Tällöin lajiston tasapaino muuttuu ja useiden vuosien päästä maisema voi olla aivan erilainen (Forman 2008). Suunnittelun avulla torjutaan ei-toivottua metsien kasvua, parannetaan alueen turvallisuutta ja esteettisyyttä (Tyrväinen ym. 2003, Bell ym. 2005). Suunnittelussa määritellään metsien hoitoluokat ja käyttötarkoitukset. Suunnitelma tehdään usein muutamaksi vuodeksi kerrallaan ja siihen merkitään milloin ja millaisia toimenpiteitä tehdään tietyillä alueilla (Jyväskylän kaupunki 2006). Kestävä hoito vaatii jatkuvuutta ja tasaisuutta. Mikäli hoitotoimenpiteet muuttuvat radikaalisti eri vuosien välillä, kasvillisuudella ei ole aikaa sopeutua uusiin oloihin eivätkä siten ehkä täytyä alueelle asetettuja vaatimuksia. Hoidon jatkuvuus mahdollistaa hyvin kehittyvän kasvillisuuden ja kasvattaa lajiston monimuotoisuutta. Alueesta tulee säännöllisempi ja tasaisempi häiriöille ja siten myös kestävämpi ekosysteemi (Gustavsson ym. 2005).

Kaupunkimetsien hoidossa on tärkeää huomioida paikallisten asukkaiden toiveet ja vaatimukset (Rydberg & Falck 2000). Metsien hoidon suunnittelussa voidaan käyttää osallistavaa suunnittelua. Sen avulla asukkaat voivat ilmaista toiveitaan halutuista toimenpiteistä (Sipilä & Tyrväinen 2005). Tämä voi usein johtaa konflikteihin eri osapuolien välillä, mikäli toiveet metsikön käytöstä ja hoidosta eivät kohtaa. Konfliktit voivat johtua myös väärinymmärryksistä. Asiantuntijat käyttävät lisääntyvässä määrin teknologista termistöä selittäessään erilaisten hoitojen vaikutuksia (Tyrväinen ym. 2003). Osallistuva suunnittelu kuitenkin vähentää konflikteja ja lisää asukkaiden tietoisuutta viheralueista. Lisäksi asukkaat voivat tuoda esille näkemyksiä, joita tutkijat eivät ole ottaneet riittävästi huomioon (Sipilä & Tyrväinen 2005). Sanallisen tiedon lisäksi visuaalinen informaatio on tärkeää metsien hoidosta tiedotettaessa. Tietokoneella muokattujen kuvien avulla voidaan havainnollistaa asukkaille miltä alue hoitotoimenpiteen jälkeen näyttää. Esteettisiin arvoihin vaikuttavat kokijan sukupuoli, ikä, koulutus ja kokemukset metsistä. Koulutus vaikuttaa esimerkiksi siten, että mitä enemmän ihmisellä on tietoa ekosysteemeistä, sitä todennäköisemmin hän suosii luontoarvoilta monipuolisia maisemia (Tyrväinen ym. 2003). Osallistuva suunnittelu myös lisää kaupunkiluonnon arvostusta asukkaissa (Sipilä & Tyrväinen 2005). Kaupunkilaisten kiinnostus luontoa ja sen monimuotoisuutta kohtaan onkin lisääntynyt viime aikoina, mutta paljon on vielä parannettavaa (Gustavsson ym. 2005). Tärkeää olisi selvittää niiden asukkaiden mielipiteet kaupunkimetsien hoidosta, jotka eivät ole aktiivisia osallistujia, jollaisia ovat muun muassa lapset ja nuoret (Sipilä & Tyrväinen 2005).

Kestävässä kaupunkisuunnittelussa tulisi huomioida erilaisia tavoitteita, joita metsillä voi olla: taloudellisesta puunkasvatuksesta lajiston säilyttämiseen ja metsien virkistyskäyttöön (Niemelä 1999, Gustavsson ym. 2005, Bell ym. 2005). Ekologisten,

taloudellisten ja sosiaalisten toimintojen yhteensovittaminen ei ole aina kuitenkaan helppoa. Kasvanut kiinnostus luonnosta auttaa ekologisten tavoitteiden toimeenpanossa, mutta toisaalta virkistyskäyttö voi vaarantaa herkimpiä kohtia ekosysteemeissä, kuten esimerkiksi lehtokasvillisuutta. Monille ihmisille esimerkiksi harvinaisien eläinten tai kasvien näkeminen luonnossa ei ole pääkriteeri virkistyspaikan valinnassa, jolloin herkkillä alueilla liikkuminen ei välttämättä ole niin yleistä. Suurin osa ihmisistä valitsee virkistyspaikan helpon ja nopeamman pääsyn perusteella. Vaikka sosiaaliset vaikutukset ovatkin usein etusijalla kaupunkiluonnon hoitamisessa, alueiden ekologiset arvot tulee huomioida, jotta saataisiin muodostettua kestävä virkistysalue. Isommat metsät tarjoavat enemmän erilaisia elinympäristöjä ja elinalueita isoja elinympäristöjä vaativille lajeille kuten joillekin linnuille. Homogeeninen talousmetsä, jossa kasvatetaan tiettyä puulajia, on usein vähemmän monimuotoinen kuin luonnollisen kaltaisesti istutetut metsät, joissa puulajit ja elinympäristöt vaihtelevat paljon. Intensiivisessä käytössä olevat virkistysmetsät voivat vaikuttaa negatiivisesti joihinkin lajeihin kuten pesiviin lintuihin ja muihin häiriöherkkiin lajeihin (Tyrväinen ym. 2005). Kaupunkimetsien intensiivinen käyttö lisäksi kuluttaa maaperää aiheuttaen eroosiota (Bell ym. 2005).

Helsingin kaupungin metsiä koskevassa tutkimuksessa (Tyrväinen ym. 2003) selvitettiin esteettisyyden ja ekologisuuden vuorovaikutusta. Vastaajille näytettiin tietokoneella muokattuja kuvia metsistä. Metsät, joissa aluskasvillisuutta ja pensaskerrosta oli poistettu, pidettiin esteettisesti miellyttävimpinä. Myös metsien harvennuksen koettiin parantavan kaupunkimetsien viihtyvyyttä. Kaikkein huonoimpana vaihtoehtona pidettiin hoitamatta jättämistä. Hakkuutähteet ja kuolleet puut usein kerätään kaupunkimetsistä esteettisistä syistä pois, vaikka ekologisen kestävyuden kannalta niiden jättäminen metsiin olisi suotavaa (Tyrväinen ym. 2003). Lahopuiden puuttuminen on ongelma kymmenelle prosentille kaikista uhanalaisista lajeista Suomessa (Rassi ym. 2001). Vanhat ja kuolleet puut tulisi siten jättää metsiin niin pitkäksi aikaa kuin mahdollista, mikäli ne eivät aiheuta vaaratilanteita metsissä käyville ihmisille (Gustavsson ym. 2005). Jo muutama yksittäinen metsään jätetty vanha puu elinympäristö linnuille, lepakoille ja selkärangattomille (Gustavsson ym. 2005, Tyrväinen ym. 2005). Lisäksi puiden iällä, puuston tiheydellä ja määrällä on vaikutusta muunkin lajiston monimuotoisuuteen (Tyrväinen ym. 2005).

## 2.2. Jyväskylän kaupungin metsien hoitoluokitus

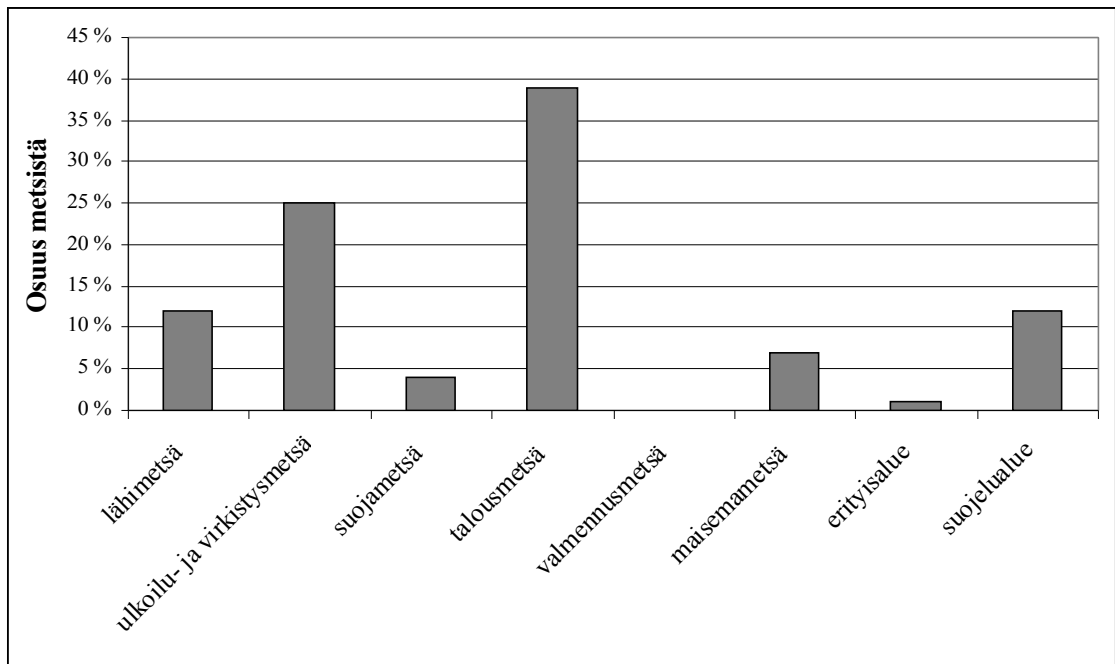
Jyväskylän kaupungin (2006) metsäsuunnitelmassa ei ole huomioitu myöhemmin Jyväskylään liittyneitä kuntia vaan se kattaa ainoastaan niin kutsutun vanhan Jyväskylän alueen. Metsäsuunnitelma kattaa noin 4 360 hehtaaria eli yli 90 % kyseenomaisen alueen metsistä. Suunnitelman sisältämä hoitoluokitus pyrkii ottamaan huomioon metsien taloudelliset, sosiaaliset ja ekologiset arvot. Kaupungin metsien on tarjottava viihtyvyyttä asukkaille ja ulkoilijoille etenkin asutuksen läheisyydessä ja virkistykseen osoitetuilla alueilla. Monimuotoista, monilajista ja monikerroksista sekametsärakennetta ylläpidetään poistaen yksittäisiä puita ja puuryhmiä. Pienaukkohakkuut edistävät pioneeripuulajien (lehtipuut ja mänty) uudistumista luontaisesti. Vanhoja havu- ja lehtipuita suositaan metsikön eri ikä- ja kehitysvaiheissa. Jyväskylän kaupungin (2006) metsäsuunnitelmassa metsät luokitellaan kahdeksaan eri luokkaan, jotka ovat rakenteeltaan ja luonteeltaan erilaisia. Tutkimuksessa mukana olleista metsistä kolme on luokiteltu ulkoilu- ja virkistysmetsiksi, kolme arvometsiksi, kaksi suojametsiksi, yksi lähimetsäksi ja yksi suojelualueeksi.

Lähimetsät ovat asutuksen läheisyydessä puistomaisia metsiä, joiden koko ei ole kovinkaan suuri. Niiden lajisto on luontainen ja maaperä on kovassa kulutuksessa. Lähi-

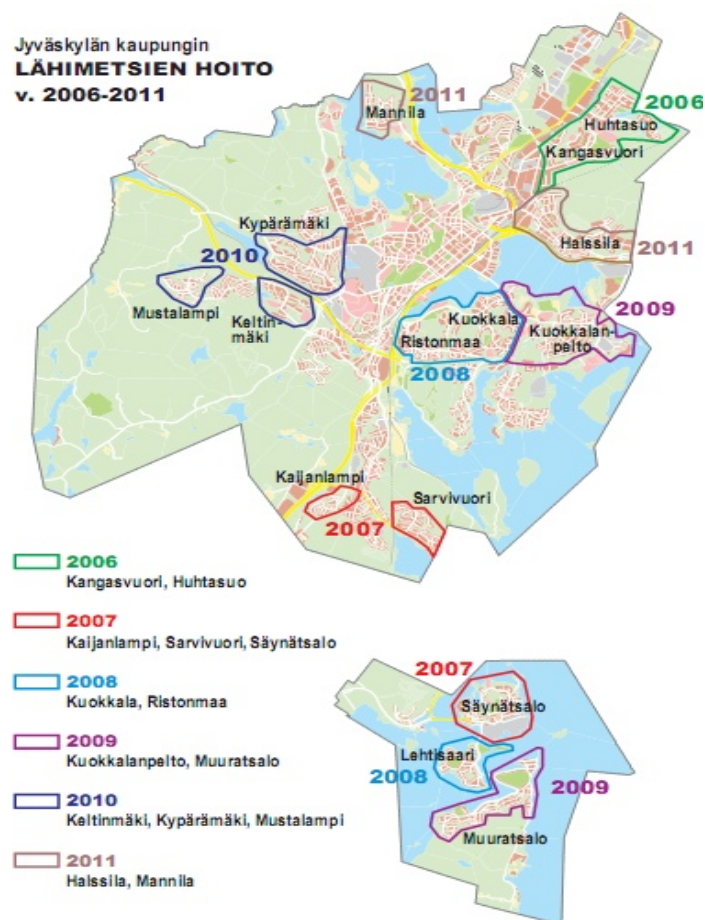


voimaisuutta, viihtyisyyttä, turvallisuutta ja suojavaikutuksia. Hakkuu- ja raivaustähteiden keruu ovat osa alueen metsänhoitoa. Ulkoilu- ja virkistysmetsät ovat suurempia kuin lähimetsät ja niissä lajisto yritetään pitää mahdollisimman monipuolisena. Ulkoilu- ja virkistysmetsää hoidetaan painottaen metsän elinvoimaisuuden ohella virkistys-, monikäyttö- ja maisema-arvoja. Metsässä on usein erilaisia alueen käyttöä palvelevia rakenteita sekä polku- ja latuverkostoja. Ulkoilu- ja virkistysmetsillä on myös taloudellisia tuottovaatimuksia. Arvometsät ovat maiseman, kulttuurin, luonnon monimuotoisuus-arvojen tai muiden ominaispiirteiden vuoksi erityinen metsäalue taajamassa tai sen ulkopuolella. Sitä hoidetaan kohteen erityisarvojen ja ominaispiirteiden vaatimalla tavalla. Suojametsät peittävät taakseen teollisuusalueita, kaatopaikkoja ja liikenneväyliä. Nämä ovat rakenteeltaan yleensä tuuheita eikä niiden pääasiallisiin tehtäviin kuulu virkistyskäyttö, joskin toki niitä siihen tarkoitukseen voi myös käyttää. Suojametsää hoidetaan painottaen kasvillisuuden elinvoimaisuutta, monikerroksisuutta ja peittävyttä tavoitteena mahdollisimman hyvä jatkuva suojavaikutus. Hoidossa otetaan huomioon myös maisemalliset arvot ja mahdollinen virkistyskäyttö. Suojelumetsissä liikkuminen on sallittu. Tavoitteena on turvata tiettyjen elinympäristöjen ja eliöläjien monimuotoisuus. Suojelumetsissä voidaan tehdä tarvittaessa luonnonhoitotoimia monimuotoisuuden lisäämiseksi, mutta metsänhoidolliset toimenpiteet on kielletty (Jyväskylän kaupunki 2006).

Muita Jyväskylän kaupungin hoitosuunnitelmassa mainittuja luokkia ovat valmennusmetsät, maisemametsät, talousmetsät sekä erityisalueet. Valmennusmetsät on varattu asutukselle. Valmennusmetsien hoidon tavoitteena on valmentaa alueen puustoa tulevaa käyttöä varten niin, että puusto ja kasvillisuus säilyttävät elinvoimaisuutensa myös rakentamisen aiheuttaman muutoksen jälkeen. Maisemametsät ovat kaukana asutukseen nähden horisontissa piirtyviä metsiä, joiden maisemallinen merkitys on suuri. Talousmetsien merkitys on yleensä rahallinen, mutta nekin sopivat virkistyskäyttöön. Erityisalue on viheralue, jonka olemus tai käyttö on niin poikkeavaa, ettei sitä voida sisällyttää mihinkään muuhun hoitoluokkaan. Tällainen erityisalue on Jyväskylässä esimerkiksi Harju. Tarvittaessa erityisalueet nimetään ja kuvataan, ja niiden hoidolle laaditaan erillissuunnitelma (Jyväskylän kaupunki 2006). Suurimmat metsäluokat Jyväskylän kaupungin metsissä ovat talousmetsät (39 %), ulkoilu- ja virkistysmetsät (25 %), lähimetsät (12 %) sekä suojelualueet (12 %) (Kuva 1). Jyväskylän kaupungin metsäsuunnitelma jakaa eri kaupunginosissa tehtävät lähimetsien hoitotoimenpiteet eri vuosille kattaen vuodet 2006-2011 (Kuva 2).



Kuva 1. Jyväskylän kaupunkialueen metsien jakautuminen hoitoluokkiin (Jyväskylän kaupunki 2006).



Kuva 2. Niin kutsutun vanhan Jyväskylän kaupungin lähimetsien hoitosuunnitelman aikataulu vuosina 2006-2011 (Jyväskylän kaupunki 2006).

### 2.3 Kaupunkimetsien lajisto

Kaupungistumisen seurauksena viheralueet rakennettujen alueiden välissä pirstoutuvat ja pienentyvät ja muuttuvat alkuperäisestä elinympäristöstä. Kaupungistumisen vaikutukset lajiston monimuotoisuuteen ovat siten moniulotteisia ja mutkikkaita (Whitford ym. 2001). Lajisto muuttuu joidenkin lajien harvinaistuuksessa ja kadotessa ja uusien vieraslajien ilmaantumisessa. Osa kasveista leviää luontaisesti, osa ihmistoiminnan vaikutuksesta (Suominen 2004). Puistoista ja puutarhoista voi myös kulkeutua metsiin vieraslajistoa. Vieraslajit voivat selviytyä ja lisääntyä alueella ilman ihmisen apua, kunhan ne kykenevät sopeutumaan paikalliseen ilmastoon ja maaperään. Varsinkin kaupunkiympäristöissä vieraslajit tuntuvat pärjäävän hyvin. Vieraslajit voivat myös aiheuttaa kilpailua ja syrjäyttää alkuperäisiä lajeja sekä häiritä ekosysteemin tasapainoa (Vitousek ym. 1996, Gustavsson ym. 2005). Eräs esimerkki hyvin Suomessa levinneestä vieraslajista on komealupiini (*Lupinus polyphyllus*), joka alun perin tuotiin Suomeen koriste- ja rehukasviksi. Menestyvästä lajista se kuitenkin on levinnyt maanteiden varsille ja heikentää monien tärkeiden piennarkasvien kasvumahdollisuuksia. Näiden kasvien väheneminen puolestaan vaikuttaa tiettyjen hyönteisten ja pieneläinten vähenemiseen (Laine 2004). Ilmastonmuutos vaikuttaa myös eliöiden esiintymiseen ja leviämiseen, sillä ilmaston lämmitessä eteläisemmät lajit valtaavat elintilaa pohjoisemmasta (Vitousek ym. 1996, Gustavsson ym. 2005).

Indikaattorilajin avulla voidaan tutkia muutoksia ympäristössä. Eräät indikaattorit toimivat lajiston monimuotoisuuden heijasteina (Rainio & Niemelä 2002). Indikaattorilajien tulisi olla sellaisia, että ne reagoivat elinympäristön muutoksiin sekä vaikuttavat muihin lajeihin joko suorasti tai epäsuorasti (Trewick 1999, Pearce & Venier 2006). Lisäksi niillä tulee olla hyvin tunnettu taksonomia ja ekologia, niiden tulee olla laajalle alueelle levinneitä sekä ilmoittaa muutoksista jo varhaisessa vaiheessa (Rainio & Niemelä 2002). Tärkeää on myös, että indikaattori on luotettava ja ennustettavissa ja vaikutukset pystytään havaitsemaan ja mittaamaan (Trewick 1999). Ympäristön muutokset voivat aiheuttaa indikaattorilajeissa erilaisia vaikutuksia. Lajeissa voi näkyä fyysisiä muutoksia kuten esimerkiksi kasvun pieneneminen tai lajiston rakenne tai esiintyminen alueella voi muuttua. Abioottisten tai bioottisten tekijöiden vaikutukset näkyvät suoraan lajien populaatiokoossa tai lajien puuttumisessa alueelta. Epäsuorasti muutokset voivat näkyä muissa lajeissa (Rainio & Niemelä 2002). Indikaattorilajin valinnassa täytyy olla tarkkana, sillä väärä valinta voi johtaa virheellisiin tuloksiin. Vaikutuksia ei saisi myöskään yrittää tarkastella siten, että tuloksia verrattaisiin täydellisiin lajilistoihin (Lindenmayer ym. 2000). Vaikka bioindikaattorien käyttö onkin hiukan ongelmallista, ne tarjoavat kuitenkin kustannustehokkaan tavan tutkia ympäristön muutoksia (Rainio & Niemelä 2002).

Suomen uhanalaisten lajien toisen seurantaryhmän selvityksen mukaan Suomessa elää arviolta noin 43 000 eliölajia, joista ainoastaan 15 000 lajia tunnetaan niin hyvin, että niistä voidaan tehdä uhanalaisuusarvio (Rassi ym. 2001). Huonoiten tunnetaan maaperän pieneliöt ja bakteerit. Uhanalaisuuden arviointi perustuu tietoihin lajien biologiasta, runsaudesta, levinneisyydestä, kannanvaihtelusta ja toteutetuista suojelutoimenpiteistä (Reunanen 2006). Uhanalaisia putkilokasveja on Suomessa 180, silmälläpidettäviä 93 ja hävinneitä 7. Suomesta on arvioitu hävinneeksi 54 kovakuoriaislajia eli 1,6 % maassamme luontaisesti esiintyvistä lajeista. Näistä huomattavan suuri osa on elänyt metsissä (yhteensä 17 lajia). Näistä puolet oli lehtomaisten metsien lajeja. Hävinneistä lajeista 6 oli maakiitäjäisiä. Todellinen Suomesta hävinneiden lajien määrä lienee suurempi, sillä puutteellisesti tunnettuihin lajeihin sisältyy suuri määrä lajeja. Lajien häviämisen suurin syy on ollut avoimien alueiden pirstoutuminen asutuksen ympäröimäksi sulkeutuneiksi

saarekkeiksi sekä lahopuiden väheneminen. Lisäksi rakentamisella on ollut myös huomattavasti merkitystä. Uhanalaisten kovakuoriaisten tärkein elinympäristö on metsät. Yhteensä uhanalaisia kovakuoriaisia on 347 lajia ja silmällä pidettäviä 196 lajia. Äärimmäisen uhanalaisten ryhmään kuuluu kaksi maakiitäjäislajia, erittäin uhanalaisiin 5 lajia ja silmälläpidettäviin 3 lajia. Kulttuurialueiden erittäin uhanalaisista ja vaarantuneista lajeista monet ovat maan pinnalla liikkuvia petoja, etenkin maakiitäjäisiä (Rassi ym. 2001).

### 2.3.1 Maakiitäjäiset

Maakiitäjäiset (Carabidae) on kovakuoriaisiin (Coleoptera), suurin petokuoriaisten (Adephaga) alalahkoon kuuluva heimo (Evans 1975). Maakiitäjäiset ovat enimmäkseen petokuoriaisia, mutta joitakin herbivorilajejakin löytyy. Jotkut ovat myös sekasyöjiä (Evans 1975, Sandhall & Lindroth 1976). Maakiitäjäinen lentää harvoin, joten useiden lajien siivet ovat surkastuneet. Vastavuoroisesti maakiitäjät ovat nopeita juoksijoita (Sandhall & Lindroth 1976). Evansin (1975) mukaan maakiitäjäiset yleensä metsästävät ruokansa maasta tai karikkeen seasta, mutta ne voivat myös kiivetä kukkiin tai puihin etsimään saalista. Maakiitäjäisiä voidaan pitää hyötyhyönteisinä, sillä petoina ne syövät usein tuholaisina esiintyviä kasvin-syöjähyönteisiä, vaikkakin vain harvat lajit ovat rajoittuneet vain yhteen saalishyönteislajiin (Evans 1975, Sandhall & Lindroth 1976). Maakiitäjäisten esiintymiseen vaikuttaa saaliseläinten saatavuus (Magura ym. 2004).

Maakiitäjäisten koko vaihtelee paljon eurooppalaisilla lajeilla: yhdestä millimetristä jopa viiteen senttimetriin (Sandhall & Lindroth 1976). Väriykseltään suurin osa maakiitäjäisistä on mustia tai metallinhohtoisia (Evans 1975, Chinery 1988, Parkkinen 2004). Evansin (1975) mukaan päiväaktiiviset, usein avoimilla alueilla viihtyvät lajit ovat väriykseltään metallisia, räikeitä tai vihreitä. Yöaktiiviset metsäympäristössä elävät maakiitäjäiset sen sijaan ovat tummia. Erilaisiin elinympäristöihin erikoistuneita maakiitäjäisiä elää Suomessa yli 300 lajia (Chinery 1988, Parkkinen 2004). Eri lajit ovat väriykseltään ja elinympäristöltään poikkeavia, mutta myös lajin sisällä voi olla eroavaisuuksia populaatioiden välillä. Esimerkiksi lehtokiitäjäinen (*Carabus nemoralis*) (Kuva 3) viihtyy Isossa Britanniassa sekä ruohoisilla alueilla, että metsissä, mutta Venäjällä laji on nimenomaan metsälaji. Myös päiväaktiivisuudessa voi olla eroja kyseisen lajin kohdalla: Pohjois- ja Itä-Euroopassa laji on yöaktiivinen, mutta Etelä-Euroopassa päiväaktiivinen (Evans 1975).



Kuva 3. Lehtokiitäjäinen (*Carabus nemoralis*) (<http://www.dereilanatureinn.ca> 1.9.2010)

Sandhall & Lindrothin (1976) mukaan kovakuoriaiset ovat selvinneet useita lajeja paremmin ihmisten toiminnasta, mutta eivät ole kuitenkaan välttyneet täysin ihmis-toiminnan seurauksilta. Usean lajin levinneisyysalue on pienentynyt voimakkaasti. Kovakuoriaiset ovat kärsineet ehkä eniten metsien hakkuusta ja metsänhoidosta sekä jokien, järvien ja muiden kosteikkojen säännöstelytoimista. Avohakkuut ja lahopuiden poistaminen metsistä heikentää joidenkin kovakuoriaislajien elinmahdollisuuksia ja lajisto köyhtyy. Ihmistoiminta on toisaalta myös edesauttanut joidenkin lajien selviytymistä ja lisääntymistä. Viljely ja muu maankäsittely on luonut uusia elinpaikkoja, joihin on siirtynyt muualta uusia hyönteislajeja. Esimerkiksi sukunsa yleisin edustaja, lehtokiitäjäinen (*Carabus nemoralis*) on hyötynyt ilmiöstä. Sata vuotta sitten lajia esiintyi vain Skoonessa, Etelä Ruotsissa, eikä esimerkiksi Carl von Linné tuntenut lajia laisinkaan. Syynä lajin leviämiseen on se, että laji on pystynyt hyvin sopeutumaan kulttuuriympäristöön kuten puistoihin (Sandhall & Lindroth 1976).

Mahdollisuutta käyttää maakiitäjäisiä indikaattoreina metsien pirstoutumisessa ja kestävässä metsänhoidossa on selvitetty useissa tutkimuksissa (mm. Niemelä 2001, Pearce & Venier 2006, Niemelä ym. 2007). Niemelän (ym. 2007) mukaan tutkittaessa metsänhoidon vaikutuksia boreaaliseen lajistoon, maakiitäjäiset ovat parhaiten tutkittu taksoni. Maakiitäjäisten hyvä taksologinen tuntemus sekä leviämiskyvyn tunteminen lajitasolla tekee niistä hyvän indikaattoriryhmän (Rainio & Niemelä 2002). Kokemattomankin tutkijan on helppo oppia tunnistamaan lajistoa (Pearce & Venier 2005). Maakiitäjäiset reagoivat myös herkästi ympäristönmuutoksiin ja siten niitä voidaan käyttää ympäristön laadun muutosten tutkimiseen (Weller & Ganzhorn 2003).

### 2.3.2 Kasvillisuus

Suomen vakinaisten putkilokasvitaksonien kokonaismäärä on noin 3200 lajia, alalajia ja variaatiota (Rassi ym. 2001). Kukkakasvien lisäksi putkilokasveihin kuuluu myös muutamia itiökasveja kuten liekoja, kortteita ja saniaisia (Suominen 2004). Grimen ym. (1988) mukaan häiriöt elinympäristössä vähentävät monimuotoisuutta. Ainoastaan muutamat lajit pystyvät sopeutumaan jatkuvaan häiriöön ja stressiin. Jatkuvalle häiriöllä tarkoitetaan tässä yhteydessä sellaista toistuvaa toimenpidettä, joka tuhoaa paikallisesti koko kasvillisuuden ja siten vähentää biomassaa. Ravinteiden ja valon määrän muuttuminen aiheuttaa stressiä. Lajit voidaan jakaa kolmea erilaista evolutiivista strategiaa käyttäviin ryhmiin; kilpailijat (C, competitive), stressin sietäjät (S, stress tolerant) sekä häiriön sietäjät (R, ruderal). Nämä määrittävät sen miten hyvin laji sietää stressiä ja häiriötä. Jatkuva häiriö mahdollistaa ainoastaan häiriötä sietävien lajien selviytymisen. Kilpailevat lajit pärjäävät hyvin alueilla, jossa häiriöt ovat harvinaisia ja stressi vähäistä. Siten C-S-R teorian ymmärtäminen auttaa erilaisten hoitotoimenpiteiden suunnittelussa ja lajien esiintymisessä ja säilyttämisessä (Grime ym. 1988). Puustoa vaurioituu liikenteen, vääränlaisen hoidon, rakennustöiden ja tahallisesti aiheutettujen vaurioiden vuoksi. Puuston vauriot huonontavat puuston vastustuskykyä ja terveyttä. Sen seurauksena puustolle haitallisten sienten ja tautien toiminta lisääntyy. Esteettisyys- ja turvallisuussyistä kaupunkien puustossa ei sallita näkyviä sairauden merkkejä (Tello ym. 2005).

Kasveissa raivauksen vaikutukset näkyvät todennäköisesti suuremmalla viiveellä kuin maakiitäjäisissä. Kuitenkin pioneerilajit tulevat alueelle hyvinkin nopeasti raivauksen jälkeen. Varsinkin kukkivat kasvit ja varjoisten alueiden kasvit reagoivat valon muutokseen nopeasti.

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

#### 3.1 Maastotyöt

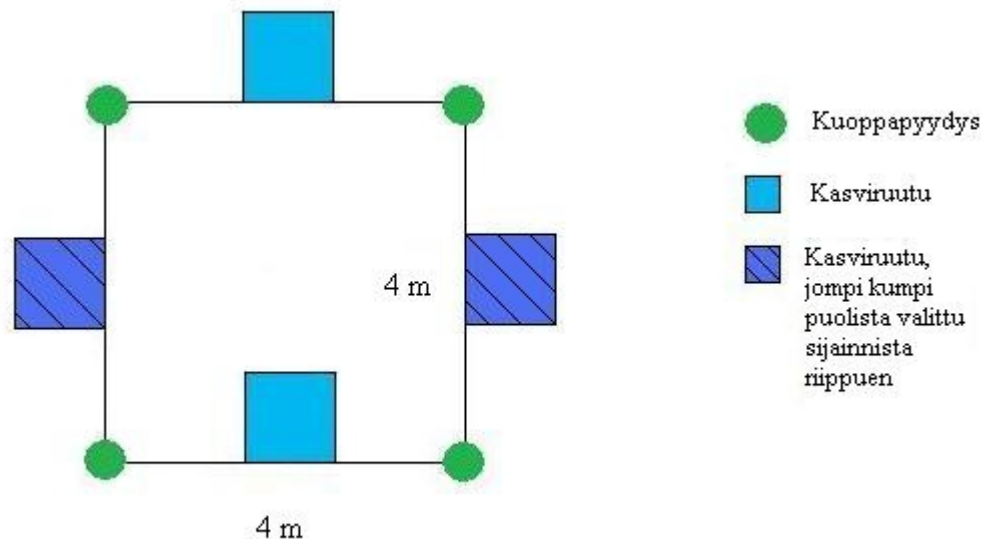
Aineiston kerättiin Jyväskylän kaupungin metsissä. Tutkimusmetsikköjä oli kymmenen, joista viisi olivat raivattuja ja viisi raivaamatonta. Metsiköt sijaitsevat Kuokkalassa, Lohikoskella ja Kangasvuorella. Kuokkalan metsikköihin kuuluvat myös Ainola ja Ainolanranta. Kangasvuoren alueella kyseinen metsikkö sijaitsi Rasinrinteessä. Metsiköitä vertailtiin pareittain lähtökohtana oletus, että kyseisen parin raivattu metsikkö vastaisi hoitotoimenpiteetöntä aluetta. Kuokkalan metsät on raivattu talven 2008–2009 aikana. Hoitotöiden tarkoituksena oli antaa kasvutilaa jäljelle jääville puille ja parantaa alueen viihtyvyyttä ja turvallisuutta. Hoitotoimenpiteenä metsiä harvennettiin ja alusmetsiä raivattiin maiseman parantamiseksi sekä poistettiin huonokuntoisia ja asukkaita häiritseviä puita. Kuokkalan asukkaiden mielipiteitä kuultiin toimenpiteitä suunniteltaessa (Tolppanen 2009). Kangasvuoren ja Lohikosken alueet hoidettiin talven 2006–2007 aikana. Hoitotoimenpiteenä alueelta poistettiin asukkaiden häiritseväksi kokemia (esimerkiksi sijaintinsa tai kokonsa puolesta) ja mahdollisia vaaratilanteita aiheuttavia puita. Kangasvuoren asukkaita myös pyydettiin merkitsemään heitä häiritseviä puita (Partanen 2007). Raivaukset on toteutettu metsurivoimin ja hakkuutähteet on kerätty kohteista pois (M. Kemppainen, suullinen tiedonanto 11.8.2009).

Hyönteisaineisto kerättiin kuoppapyydysten avulla, sillä ne ovat tehokas ja taloudellinen pyyntimenetelmä. Kuoppapyydyskeräykset tarjoavat helposti toistettavan metodin maakiitäjäisten keräämiseen (Ribera ym. 2001). Greenslade (1964) selvitti miten hyvin kuoppapyydyskeräykset soveltuvat maakiitäjäisten keräämiseen. Tutkimuksessa selvisi, että pyydystettyjen lajien saantiin vaikutti kasvillisuus pyydysten ympärillä sekä lajiston aktiivisuus. Pienemmät suvut kulkevat usein kasvillisuuden lomassa, jolloin ympärillä oleva kasvillisuus lisäsi saatujen yksilöiden määrää. Suurimmilla lajeilla kasvillisuuden poisto lisäsi lajimäärää. Maakiitäjäisten putoaminen pyydyksiin riippuu lajin liikkuvuudesta, koosta ja käyttäytymisestä. Greenslade (1964) toteaa, että kuoppapyydyskeräykset antavat kuitenkin usein todenmukaisen kuvan lajiston rakenteesta tutkittavalla alueella ja ovat siten erinomainen tapa tutkia maakiitäjäisten esiintymistä.

Tässä tutkimuksessa kasvillisuus jätettiin kuoppapyydysten ympärille. Käytetyt kuoppapyydyskeräykset olivat tilavuudeltaan 2,5 dl muovikuppeja, joiden halkaisija oli maanpinnan tasolla 7 cm, jotka olivat täytetty noin puolilleen vesi-glykoli-saippua-liuksella. Glykolin ja veden suhde oli 1:4. Saippuaa annosteltiin pisan verran pyydystä kohden. Saippua rikkoo veden pintajännityksen, jolloin hyönteiset eivät jää kellumaan veden pinnalle vaan putoavat pyydyskeräyksen pohjalle. Kuoppapyydyskeräykset asetettiin maahan siten, että niiden suu oli pinnan tasalla. Pyydykset peitettiin vanerikansilla, jotta sadevesi ei täyttäisi niitä. Kannen koko oli 10 cm x 10 cm. Kannen ja maan väliin jätettiin pieni rako, jotta hyönteiset pääsisivät putoamaan pyydykseen. Kuoppapyydyskeräykseen kerääntyneet hyönteiset otettiin talteen ja niistä tarkasteltiin maakiitäjäiset. Muuta kerättyä aineistoa voidaan hyödyntää jatkotutkimuksissa, sillä esimerkiksi hämähäkkejä on käytetty tutkimuksissa bioindikaattoreina (Pearce & Venier 2005). Kuoppapyydyskeräykset asetettiin toukokuussa ja ne tyhjennettiin 2 - 4 viikon välein. Pyydykset olivat maastossa syyskuuhun asti. Pyyntiaika oli 98 (Ainola), 100 (Ainolanranta, Lohikoski ja Rasinrinne) tai 101 (Kuokkala) päivää. Koska tutkittavat alueet olivat usein vilkkaasti käytetyillä virkistysalueilla, kuoppapyydyskeräyksissä oli jonkin verran katoa pyyntikauden aikana. Lisäksi kesä oli ajoittain kuuma, jolloin osa paahteisilla paikoilla olevista kuoppapyydyskeräyksistä pääsi kuivumaan. Maakiitäjäisille laskettiin aktiivisuustiheys, joka saatiin laskemalla kiinni saatujen yksilöiden määrä jaettuna pyydysten määrällä, joka edelleen jaettiin

pyyntipäivillä. Aktiivisuustiheys kuvaa siten miten monta yksilöä jäi pyydykseen päivässä pyyntikauden aikana. Kadonneitten ja rikkimenneiden kuoppapyydysten aiheuttamaa katoa aineistossa saatiin siten kompensoitua tässä yhteydessä, koska laskemisessa huomioitiin ainoastaan maastosta löydetyt ja ehjät pyydykset.

Jokaisessa metsikössä oli kolme kappaletta neljä kertaa neljä metrin (4 m x 4 m) ruutua, joiden jokaiseen nurkkaan asetettiin kuoppapyydykset. Niiden määrä oli siten jokaisessa metsikössä 12 kappaletta. Keräysvaiheessa jokaisen ruutujen kuoppapyydykset yhdistettiin yhdeksi näytteeksi, jolloin jokaisesta metsiköstä tuli yhdellä keräyskerralla kolme näytettä. Ruudut sijoitettiin metsikköihin siten, että ensimmäinen oli aivan metsän reunassa, toinen kymmenen metrin päässä ja kolmas 20 metrin päässä reunasta. Kaikissa metsissä pyrittiin samaan järjestelyyn, koska metsät ovat erikokoisia. Kaikissa kuoppapyydyksryhmien ruuduissa oli lisäksi kolme kasviruutua, joista katsottiin putkilokasvilajit, niiden peittävyysprosentit sekä karikkeen, kiven ja sammaleen osuudet. Kasviruutujen koko oli metri kertaa metri (1 m x 1 m). Jokaisessa metsikössä oli siten yhdeksän kasviruutua. Kasviruutujen sijoittelussa noudatettiin säännöllisyyttä ja ne sijoitettiin aina samalla tavalla suhteessa kuoppapyydyksiin (Kuva 4). Mahdollisia kasvittomia alueita kuten polkuja ja suuria kiviä vältettiin valitsemalla reunalla olevista paikoista parempi. Kasviruudut antavat riittävän kuvan alueen vallitsevasta kasvillisuudesta, vaikka kaikki alueen kasvit eivät tule tällä menetelmällä välttämättä tutkimukseen mukaan. Kasviruudut yhdistettiin tuloksissa siten, että kolmen kasviruudun peittävyyksistä laskettiin keskiarvot, jolloin saatiin kolmen neliömetrin suuruinen alue, joka vastaa kasvillisuudeltaan hyvin kuoppapyydysten aluetta. Latvuspeittävyudet arvioitiin kuoppapyydysten keskeltä. Lisäksi kuviokohtaista tietoa metsistä saatiin Jyväskylän kaupungin tonttituotannosta. Kasviinventoinnit tehtiin heinäkuussa 2009.



Kuva 4. Kuoppapyydysten ja kasviruutujen suhde kuudentoista neliömetrin (16 m<sup>2</sup>) tutkimus-alueella. Sivulla olevien kasviruutujen paikka vaihtelee kohteissa sen mukaan miten ruutu on parhaiten pystytty asettamaan.

Maakiitäjäisten lajikohtaiset yksilömäärät jäivät melko pieniksi suurimmassa osassa lajeja. Niin ollen lajikohtaiset tarkastelut yksilömäärissä eivät onnistuneet, joten maakiitäjäslajit jaettiin lajien asettamien elinympäristöjen vaatimusten perusteella ryhmiin. Jako tehtiin metsä- ja avomaalajeihin sekä suksessiogeneralisteihin (Liite 1). Avomaalajeihin luokiteltiin taimikkolajit sekä maatalousympäristössä viihtyvät lajit. Jako

perustuu kirjallisuuteen (Lindroth 1985, 1986, Larsen ym. 2002, Niemelä ym. 2007, Koivula 2008). Jako tehtiin melko karkeasti, sillä useita lajeja on vaikea tiukasti sitoa tiettyyn elinympäristöön. Suksessiogeneralisteihin luettiin siten sellaiset lajit, joilla ei ollut selvää elinympäristövaatimusta. Lisäksi metsälajeista monet tulevat toimeen myös taimikoissa. Evansin (1975) mukaan metsien välillä on yleisesti hyvin paljon vaihtelevuutta tiheästä karikepitoisista metsistä hyvin avoimiin ruohikkoisiin metsiin, jolloin metsälajeissa on eroja. Metsälajeja oli 11, generalisteja ja avomaalajeja molempia yhdeksän lajia. 50 % kaikista pyydytyistä yksilöistä oli metsälajeja, 45 % generalisteja ja 5 % avomaalajeja. Tutkimuksessa selvitettiin onko raivauksella vaikutusta eri ryhmien esiintymisessä.

### 3.2 Tilastollinen testaus

Maastosta kerättyä sekä Jyväskylän kaupungin tonttituotannosta saatua aineistoa käsiteltiin Microsoft Office Excel 2003, SPSS 16.0.2 ja Canoco 4.5 ohjelmilla. Kasveille laskettiin Shannon-Weaverin diversiteetti-indeksi käyttäen peittävyysprosentteja yksilömäärän tilalla. Microsoft Excel ohjelmaan saatava laskupaketti käytti laskemiseen luonnollista logaritmia, mistä syystä yhtälö on muutettu tähän malliin. Tulosten kannalta ei ole väliä käyttääkö kymmenkantaista logaritmia vai luonnollista logaritmia. Shannon-Weaverin diversiteetti-indeksi lasketaan seuraavan yhtälön mukaisesti (Hennik & Zeven 1991):

$$H = - \sum_{i=1}^S (p_i)(\ln p_i), \quad (1)$$

missä  $p_i$  on lajin  $i$  osuus alueen koko yksilömäärästä ja  $S$  on alueen lajimäärä. Diversiteetti on alhaisimmillaan, kun kaikki yksilöt edustavat yhtä ja samaa lajia eli  $H = \ln 1 = 0$ . Diversiteetti on korkeimmillaan, kun kaikki lajit esiintyvät yhtä runsaina. Diversiteetin maksimiarvo voidaan laskea yhtälöstä (Hennik & Zeven 1991):

$$H_{\max} = \ln S \quad (2)$$

Mitä lähempänä yhteisön havaittu diversiteetti ( $H$ ) on tätä maksimiarvoa, sitä korkeampi on yhteisön tasaisuus (*equitability*). Yhteisön lajijakauman tasaisuus ( $E$ ) lasketaan  $H$  ja  $H_{\max}$ -arvoista (Hennik & Zeven 1991):

$$E = \frac{H}{H_{\max}} \quad (3)$$

Taulukossa 2 on esitetty eräitä maastosta kerättyjä ja Jyväskylän kaupungin tonttituotannosta saatuja taustatietoja. Tiedoista on poistettu etäisyydet reunoista ja saadut arvot ovat keskiarvoja kolmelta etäisyydeltä antaen kuvan tutkimusalueesta. Diversiteetti ja tasaisuus laskettiin kasvilajistolle. Taustamuuttujien avulla voidaan päätellä alueen laatua ja verrata niitä lajistokohtaisiin tuloksiin.



Taulukko 2. Tutkimusalueita kuvaavat taustamuuttujat. Aluekoodit ovat seuraavat: AI= Ainola, AR= Ainolanranta, K= Kuokkala ja RR= Rasinrinne. Käsittelyn kertoo merkintä aluekoodin perässä: L= raivaamaton ja R= raivattu

Muuttuja	AI L	AI R	AR L	AR R	K L	K R	LL	LR	RL	RR
Kasvilajimäärä	13,3	15,7	10,3	13,3	14,7	15	16	11,7	13	18,7
Diversiteetti	1,80	2,09	1,78	1,81	1,96	2,06	2,17	1,60	1,66	2,07
Tasaisuus	0,7	0,8	0,8	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7
Latvuspeittävyys %	83,3	60	80	50	63,3	23,3	56,7	10	45	35
Puuston ikä	65	90	100	100	90	90	85	90	60	55
Tilavuus, m <sup>3</sup> /ha	104	211	157	218	198	173	224	197	107	183
Runkoluku	440	350	370	340	350	320	220	540	440	340
Kariker %	27,3	16,7	29,8	45,5	25,0	27,8	46,7	14,2	33,3	17,2
Kivi %	0,6	0	24,5	0	15,6	16,1	0,6	2,3	4	2,4
Sammal %	10,2	5,9	13,3	0	9	6,9	3,1	2,5	9,6	1,3
Paljas %	3,8	7,3	2,3	1,1	1,3	0,7	0,2	0,2	0,1	0,1

Taustamuuttujille tehtiin pääkomponenttianalyysi (*Principal component analysis, PCA*), jotta saatiin selville minkälaiset tekijät korreloivat keskenään ja selittävät mahdollisesti maakiitäjäisten esiintymistä alueilla. Pääkomponenttianalyysin avulla on mahdollista tiivistää muuttujien informaatio muutamaan keskeiseen pääkomponenttiin (Metsämuuronen 2005). Analyysissä käytettiin kasvien diversiteettiä, runkolukua, puuston latvuspeittävyttä, paljaan maan, sammaleen sekä karikkeen prosentuaalista osuutta. Näillä taustamuuttujilla saatiin korkein selitysaste eli 71,6 % tuloksista selittyy saatujen komponenttien avulla. Rotatoidusta komponenttimatriisista voidaan nähdä muuttujat, jotka vaikuttavat komponentteihin (Taulukko 3). Ensimmäinen komponentti kuvaa tilannetta, jossa kasvien diversiteetti kasvaa ja puuston runkoluku pienenee. Toinen komponentti kuvaa tilannetta, jossa puuston latvuspeittävyys sekä paljaan maan ja sammaleen prosentuaalinen osuus kasvavat. Kolmas komponentti kuvaa tilannetta, jossa karikkeen määrä kasvaa ja paljaan maan osuus vähenee. Alustava ominaisuusarvotarkastelu (*Initial Eigenvalues*) sekä rotatointi (*Rotation Sums of Squared Loadings*) antavat saman kumulatiivisen selitysasteen.

Taulukko 3. Taustamuuttujien painoarvot ja selitysasteet varimax-rotatoidun pääkomponentin kolmella akselilla

Taustamuuttuja	Komponentti		
	1	2	3
Diversiteetti-indeksi kasvit	<b>0,889</b>	-0,042	-0,178
Runkoluku, klop/ha	<b>-0,807</b>	-0,058	-0,421
Puuston latvuspeittävyys	0,135	<b>0,764</b>	0,239
Paljaan maan % osuus	0,11	<b>0,661</b>	<b>-0,468</b>
Sammaleen % osuus	-0,153	<b>0,654</b>	-0,024
Karikkeen % osuus	0,065	0,046	<b>0,926</b>
Selitysaste	27,8	24,8	19,1

Monimuuttujamenetelmien ongelmana on se, että havaintoyksilöitä tulisi olla huomattavan suuri määrä (Metsämuuronen 2005). Tässä tutkimuksessa havaintopareja oli 5, mikä on minimi. Myös puuttuvat tiedot ja poikkeavat havainnot aiheuttavat ongelmia, jotka voivat antaa vääriä tuloksia (Metsämuuronen 2005). Siksi tutkimuksessa ei käytetty regressioanalyysiä (*Generalized Linear Model*). Canocolla käsiteltiin sekä kasvi- että maakiitäjäislajisto DCA menetelmällä. DCA (*Detrended Correspondence Analysis*)

tiivistää alueen lajiston, jolloin voidaan vertailla alueiden samankaltaisuutta lajistollisesti. Canocn DCA ottaa myös huomioon sellaiset tapaukset, kun jotain lajia ei alueella ole esiintynyt vääristämättä tuloksia.

Reliabiliteetin varmistamiseksi laskettiin SPSS:llä muuttujille Cronbachin alfa. Reliabiliteetin avulla mitataan kuinka luotettavaa tietoa tutkimuksesta saadaan. Hyvä reliabiliteetti tarkoittaa sitä, että tulokset eivät ole sattumanvaraisia. Tulokseksi saatiin 0,695, joka täyttää minimivaatimuksen 0,60 (Metsämuuronen 2005). Muuttujat, joita tähän käytettiin, olivat metsälajien, avomaalajien ja generalistien yksilömäärät, karikkeen, sammaleen ja kiven prosentuaaliset osuudet, puuston latvuspeittävyys, kasvidiversiteetti, sekä maakiitäjien yksilö- ja lajimäärä.

## 4. TULOKSET

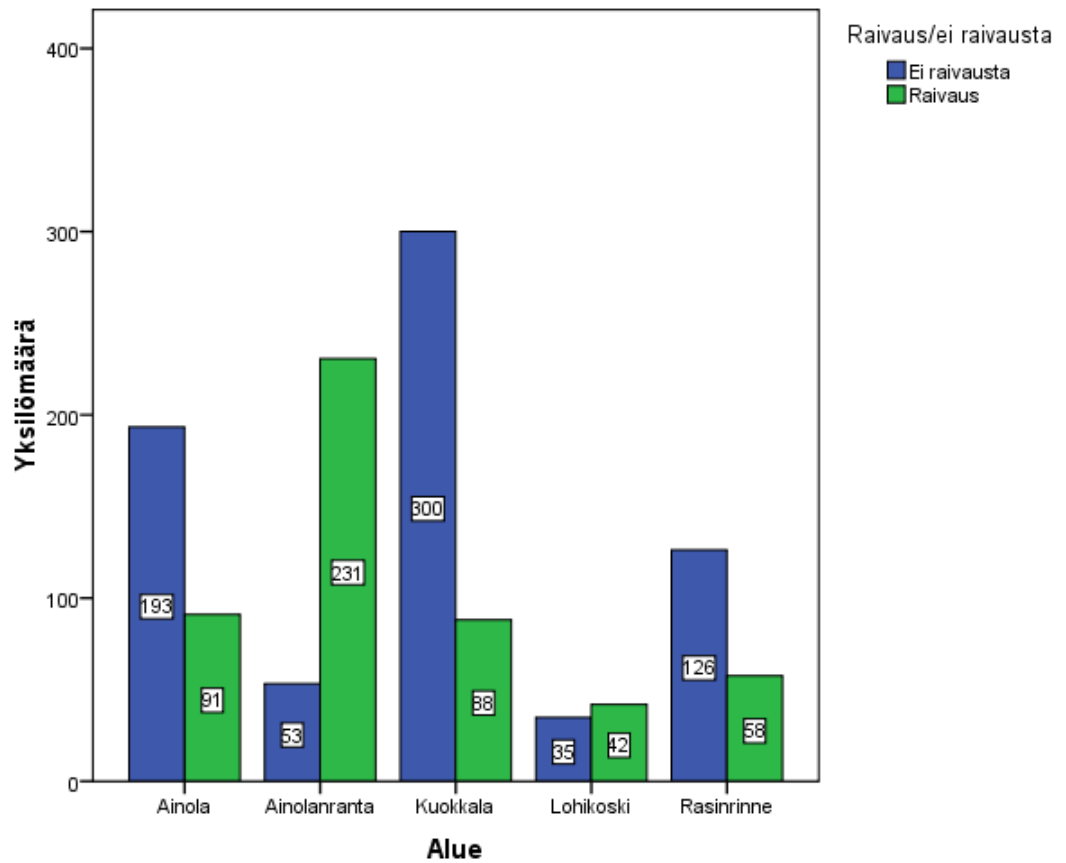
### 4.1 Raivauksen vaikutukset maakiitäjisiin

Maakiitäjäyksilöitä saatiin pyyntikauden aikana kaikkiaan 1195 kappaletta ja lajeja määritettiin 29. Yleisin laji, sekä raivatuissa että raivaamattomissa metsissä, oli kaarnasysikiitäjäinen (*Pterostichus oblongopunctatus*) (Kuva 5), joita saatiin pyyntikauden aikana yhteensä 311 yksilöä. Näistä 211 yksilöä pyydettiin raivaamattomista metsistä. Toiseksi yleisin laji kaikista pyydetyistä oli lehtokiitäjäinen (*Carabus nemoralis*), joita saatiin 181 yksilöä. Näistä 107 yksilöä pyydettiin raivatuista metsistä ja oli toiseksi yleisin laji raivatuissa metsissä. Puistokiitäjäinen (*Carabus hortensis*) oli toiseksi yleisin laji raivaamattomissa metsissä. Niitä saatiin kaikkiaan 90 yksilöä, joista 78 oli raivaamattomilta alueilta. Eniten yksilöitä keräsivät Kuokkalan raivaamattomalla 20 metrin etäisyydellä metsän reunasta olleet pyydykset. Yksilöitä oli yhteensä 163, jotka edustivat 13 lajia. Vähiten yksilöitä oli Lohikosken raivatulla kymmenen metrin etäisyydellä sijaitsevat pyydykset. Näistä saatiin koko pyyntikauden aikana vain viisi yksilöä, jotka edustivat kolmea eri lajia. Lajit olivat ruosteponsikiitäjäinen (*Leistus ferrugineus*), metsäponsikiitäjäinen (*Leistus terminatus*) sekä metsäkampakiitäjäinen (*Calathus micropterus*).

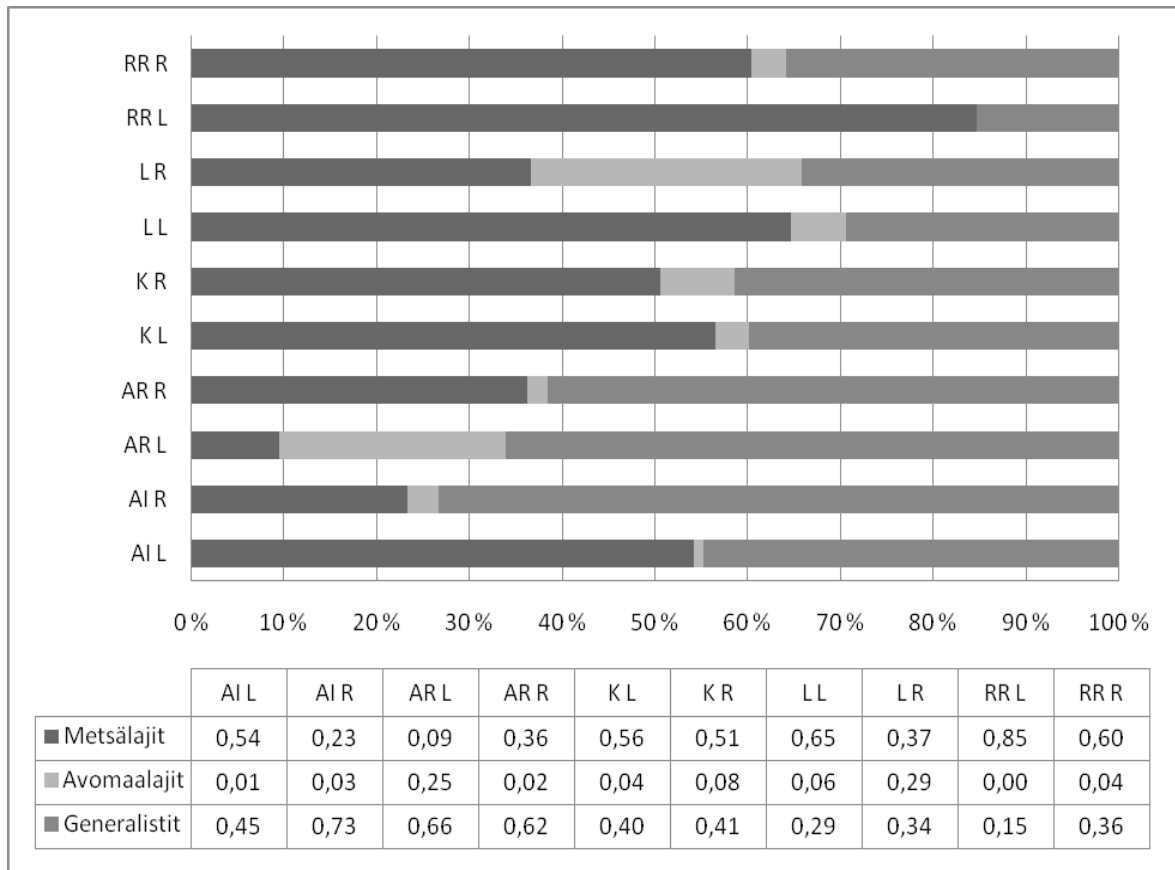


Kuva 5. Kaarnasysikiitäjäinen (*Pterostichus oblongopunctatus*) (<http://www.carabidae.ru> 1.9.2010)

Liitteessä 1 esitellään tutkimuksen aikana pyydetyt maakiitäjäiset ja niiden esiintymispaikat sekä lajimäärät ja yksilömäärät. Liitteessä ei eritelty etäisyyksiä alueiden sisällä. Kaikissa muissa aluekohtaisissa pareissa paitsi Kuokkalan alueessa, raivatuilla alueilla esiintyi enemmän lajeja (Kuva 6). Yksilömäärissä oli suurempia eroja kuin itse lajeissa. Erot maakiitäjäisten yksilömäärissä eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä (t-testin  $p=0,57$ ).



Kuva 6. Maakiitäjäisten yksilömäärät alueittain sekä käsittelyn mukaisesti



Kuva 7. Maakiitäjälaajiston suhteellinen lajirakenne. Aluekoodit ovat seuraavat: AI= Ainola, AR= Ainolanranta, K= Kuokkala ja RR= Rasinrinne. Käsittelyn kertoo merkintä aluekoodin perässä: L= raivaamaton ja R= raivattu

Taimikkolajeja sekä generalisteja oli raivatuilla alueilla enemmän kuin raivaamattomilla (Kuva 7). Poikkeuksena Ainolanrannan parilla raivatulla alueella esiintyi pyydytyistä lajeista suhteellisesti enemmän metsälajeja (36 %) kuin raivaamattomalla (9 %). Ainolanrannan raivaamattomalla alueella oli siten myös suhteellisesti enemmän avomaalajeja (25 %) kuin raivatulla alueella (2%). Generalisteja oli lajirakenteessa eniten raivatuilla alueilla. Rasinrinteen luonnontilaiselta alueelta ei tavattu yhtään avomaalajeiksi luokiteltua lajia (Kuva 7). Käsittelyiden väliset lajirakenne-erot eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä. Metsälajeja vertailtaessa käsittelyiden välillä pareittaisella t-testillä p-arvoksi saatiin 0,32 (N=5, t=1,143), avomaalajien p-arvoksi saatiin 0,85 (N=5, t=0,203) ja generalistien p-arvoksi 0,47 (N=5, t=0,456).

Tutkimuksessa löydettiin korkea korrelaatio (0,625) maaston kivisyyden prosentuaalisen määrän ja avomaalajien väliltä. Korrelaatio oli tilastollisesti merkitsevä (p<0,001) ja kiven määrä selittää 39 % avomaalajien esiintymisestä. Kiven määrä ei korreloinut metsälajien tai generalistien esiintymisen kanssa. Karikkeen määrää tarkasteltaessa pareittaisella t-testillä ei löydetty tilastollisesti merkittävää korrelaatiota maakiitäjäisten laji- tai yksilömääriin.

#### 4.2 Raivauksen vaikutukset kasvillisuuteen

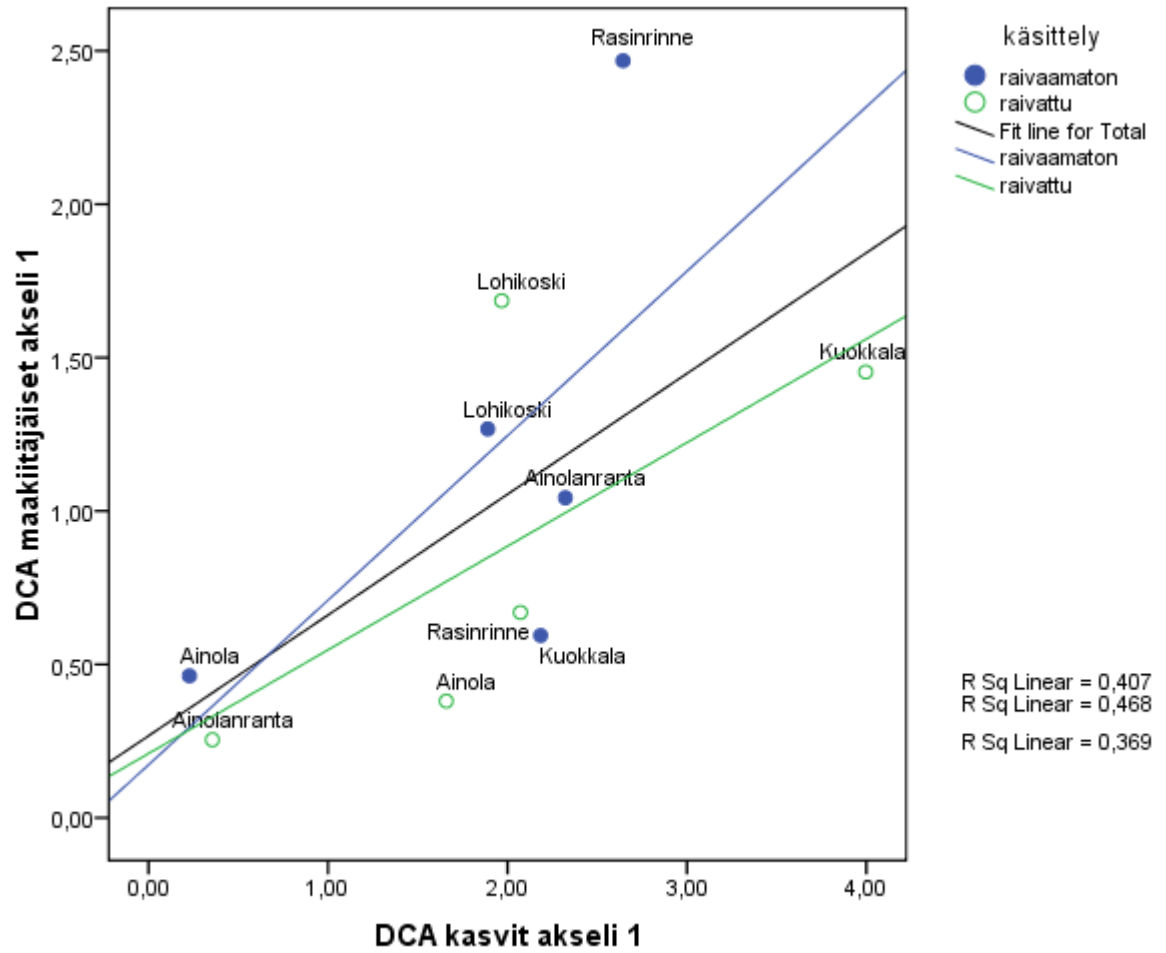
Raivatuilta alueilta löydettiin yhteensä 54 lajia, joista 17 oli sellaisia, joita ei löydetty raivaamattomista metsistä. Näistä kuusi lajia oli puulajeja, joita osittain kasvoi myös raivaamattomilla alueilla. Raivaamattomilta alueilta määritettiin yhteensä 54 lajia, joista 17 oli sellaisia, joita ei tavattu raivatuilla alueilla. Näistä yksi oli halava (*Salix pentandra*), jota myöskään ei löytynyt raivatuilta alueilta. Raivaamattomilla alueilla oli

siten 37 sellaista lajia, jotka löytyivät myös raivatuilta alueilta. Vastaavasti raivatuilla alueilla oli 44 samaa lajia kuin raivaamattomilla, kun puulajit otetaan huomioon siten, että raivattujen alueiden puulajit löytyivät myös raivaamattomilta alueilta, vaikka kasvuruutuihin ei niitä osunut. Esimerkiksi haapa (*Populus tremula*) sekä kuusi (*Picea abies*) ovat yleisiä puulajeja, joita myös kasvoi raivaamattomilla alueilla. Raivatuilta alueilla määritettiin lisäksi hiukan enemmän heinä- ja sarakasveja kuin raivaamattomilta. Kaiken kaikkiaan määritettiin yhteensä 72 lajia (Liite 2).

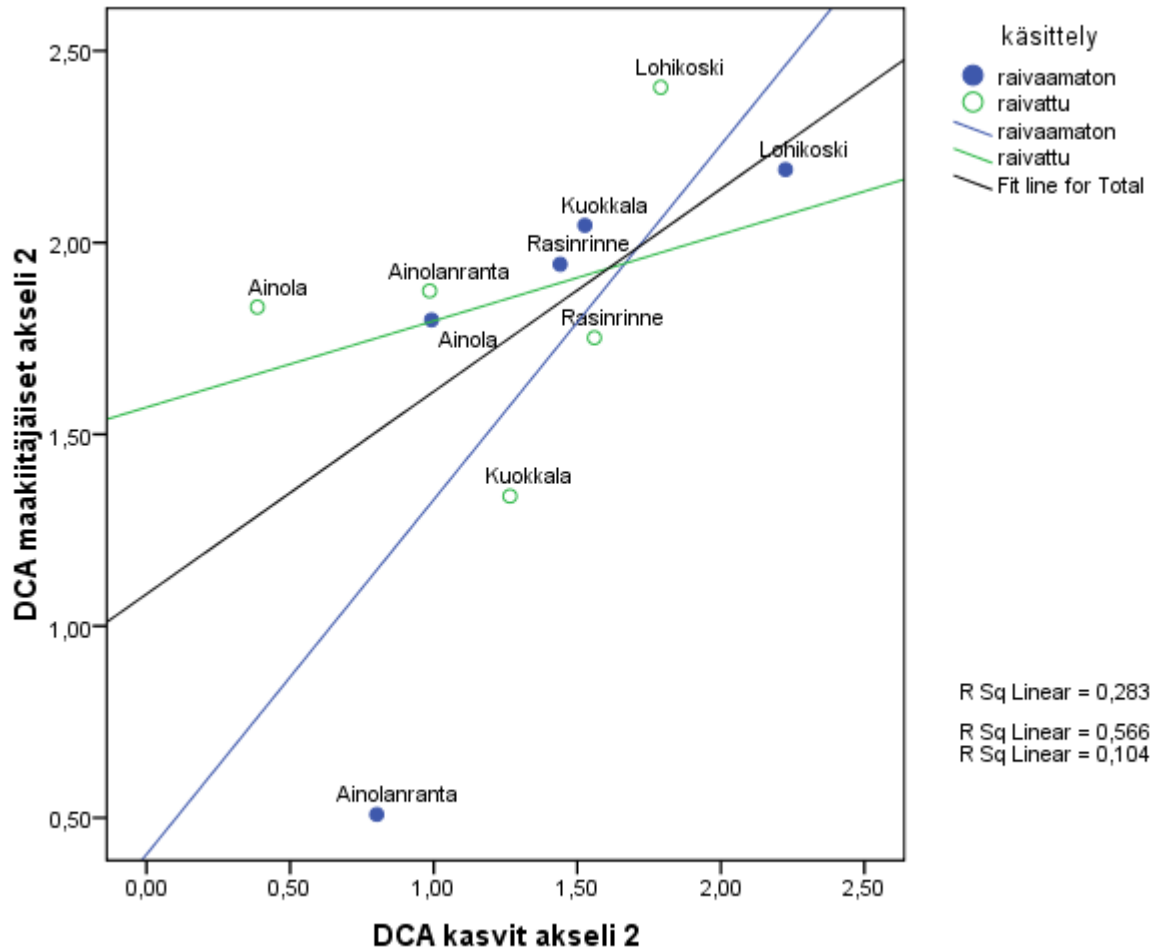
Parittaisella t-testillä testattaessa kasvien lajimäärässä ei huomattu tilastollisesti merkitsevää eroa raivattujen ja raivaamattomien metsiköiden välillä ( $p=0,449$ ,  $N=5$ ,  $t=-0,839$ ). Myöskään kasvien diversiteetti-indeksissä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ( $p=0,769$ ,  $N=5$ ,  $t=-0,314$ ). Myöskään kasvilajimäärän ja maaston kivisyyden määrä ei korreloinut merkitsevästi. Pearsonin korrelaatiokerroin kasvilajimäärälle ja maaston kivisyyden prosentuaaliselle määrälle oli  $-0,264$ . Erittäin korkea negatiivinen korrelaatio ( $r_s=-0,934$ ) löytyi raivaamattomilla alueilla kasvilajidiversiteetin ja runkoluvun kanssa ( $p=0,02$ ,  $N=5$ ).

### **4.3 Raivauksen vaikutukset maakiitäjäis- ja kasviyhteisöihin**

DCA-analyysillä havaittiin riippuvuus kasvi- ja maakiitäjäislajiston välillä. Pearsonin korrelaatiokerroin ensimmäisen akselin pistearvojen välillä oli  $0,607$  ( $p=0,064$ ), jonka mukaan kasvi- ja maakiitäjäislajisto selittävät 37 % toisistaan. Katsottuna erikseen raivattuja ja raivaamattomia alueita, selitysasteet nousevat hiukan korkeammiksi 40 prosenttiin ja 47 prosenttiin (Kuva 8). Mahdollisten pseudoreplikaatioiden välttämiseksi DCA arvoista käytettiin keskiarvoa alueiden kohdalla.



Kuva 8. DCA:lla tuotettujen aineistojen perusteella piirretty korrelaatiomatriisi. R Sq linear kertoo selityksen.



Kuva 9. DCAlla tuotettujen aineistojen perusteella piirretty korrelaatiomatriisi. R Sq lineral kertoo selityksasteen.

Toisen akseliarvon kohdalla huomataan myös korrelaatiota raivaamattomien alueiden akseliarvojen välillä ( $r_s=0,752$ ,  $N=5$ ,  $p=0,145$ ), jonka mukaan kasvi- ja maakiitäjäislajisto selittävät 57 % toisistaan. Raivatulla alueilla saadaan Pearsonin korrelaatiokertoimeksi 0,32 ( $p=0,56$ ,  $N=5$ ), mutta selityksaste jää hyvin pieneksi (10 %). Ilman erottelua saadaan selityksasteeksi 28 % (Kuva 9). Kuvista 6 ja 7 nähdään myös kuinka alueparit poikkeavat toisistaan DCAlla laskettujen lajiston pistearvojen mukaan. Tarkasteltaessa saman alueen raivattuja ja raivaamattomia metsiköitä, havaitaan useimmissa pareissa jonkin verran eroa niiden kasvi- ja maakiitäjäisyhteisöissä. Erot ovat kuitenkin eri alueilla erisuuntaisia (Kuvat 7 ja 8). Akselit saatiin suoraan Canocolla laskettessa.

#### 4.4 Metsikön ominaisuuksien vaikutukset maakiitäjäisiin

Taustamuuttujille tehtyjen pääkomponenttianalyysin komponentit eivät korreloineet maakiitäjäisten lajimäärän, yksilömäärän eikä maakiitäjäisten esiintymisaktiivisuuden kanssa (Taulukko 4).

Taulukko 4. Pääkomponenttianalyysin komponenttien korrelaatiot maakiitäjäisten lajimäärän, yksilömäärän ja aktiivisuustiheyden kanssa. PCA 1= kasvidiversiteetti kasvaa ja puuston runkoluku pienenee, PCA 2= puuston latvuspeittävyys sekä paljaan maan ja sammaleen prosentuaalinen osuus kasvavat, PCA 3= karikkeen määrä kasvaa ja paljaan maan osuus vähenee

Testiparit	N	rS	Sig.
PCA 1 & lajimäärä	30	-,051	,791
PCA 2 & lajimäärä	30	,219	,244
PCA 3 & lajimäärä	30	,051	,788
PCA 1 & yksilömäärä	30	-,145	,445
PCA 2 & yksilömäärä	30	,311	,095
PCA 3 & yksilömäärä	30	,195	,301
PCA 1 & aktiivisuus	30	-,134	,480
PCA 2 & aktiivisuus	30	,315	,090
PCA 3 & aktiivisuus	30	,156	,410

Tarkasteltaessa raivattuja alueita, löydettiin korkea korrelaatio ( $r_s=0,705$ ) puuston latvuspeittävyuden ja maakiitäjäisten lajimäärän välillä eli latvuspeittävyuden kasvaessa kasvoi myös maakiitäjien määrä. Tulos oli myös tilastollisesti merkitsevä ( $p=0,003$ ). Kasvilajimäärä ei korreloinut merkitsevästi ( $-0,089$ ) puuston latvuspeittävyuden kanssa. Tilastollisesti merkitsevä ( $p=0,039$ ) kohtuullinen korrelaatio ( $0,538$ ) oli maakiitäjäisten yksilömäärän ja puuston latvuspeittävyuden välillä eli yksilömäärä nousi latvuspeittävyuden noustessa. Raivaustoimenpiteillä on vaikutusta myös metsän runkolukuun. Runkoluku korreloi myös positiivisesti erittäin voimakkaasti raivatuilla alueilla avomaalajien kanssa ( $r_s = 0,951$ ,  $p=0,013$ ). Tämä selittää 90% avomaalajien esiintymisestä raivatuilla alueilla. Raivaamattomilla alueilla ei ollut merkitsevää korrelaatiota avomaalajien ja runkoluvun välillä ( $r_s = -0,099$ ,  $p=0,874$ ,  $N=5$ ).

## 5. TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1 Raivauksen vaikutukset maakiitäjäisiin

Tutkimuksessa selvitettiin vaikuttaako raivaus maakiitäjäisten lajirakenteeseen ja yksilö- sekä lajimääriin. Erot yksilömäärissä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä, mutta suurimassa osassa pareja raivaamattomilla alueilla oli enemmän yksilöitä. Poikkeuksen muodostivat Ainolanrannan ja Lohikosken parit. Lohikosken raivatussa ja raivaamattomassa metsässä sekä yksilömäärät jäivät hyvin pieniksi. Huomattavaa eroa alueiden välillä ei ollut. Ainolanrannan raivaamaton alue oli maastoltaan hyvin kivikkoista, mikä saattaa selittää osittain sen, että raivatulla alueella oli huomattavasti enemmän yksilöitä. Ainolanrannan raivatulta alueelta löydettiin myös kuusi lajia enemmän kuin luonnontilaiselta. Eli raivattujen alueiden lajimäärä oli raivaamattomia alueita suurempi, mutta yksilömäärä on raivatuilla alueilla pienempi kuin raivaamattomilla. Tämä saattoi vaikuttaa tutkimuksessa kaikkiin raivattuihin alueisiin. Generalisteja ja avomaalajeja määritettiin koko tutkimuksessa molempia 9 lajia, mutta kaikista pyydytyistä yksilöistä 45 % lukeutui generalisteihin ja vain 5 % yksilöistä oli avomaalajeja. Lajitarkastelun lisäksi myös yksilömäärien tarkastelu on tärkeää, koska ympäristön muutokset näkyvät ensin yksilömäärissä ja vasta sitten lajimäärissä, sillä lajimäärän muuttuminen on paljon



hitaampi prosessi (Magura ym. 2004). Maakiitäjäisten lajimäärä oli raivatuilla alueilla yhtä metsikköparia lukuun ottamatta suurempi kuin raivaamattomilla alueilla. Poikkeuksen muodosti Kuokkalan alue, jossa raivaamattomilla oli enemmän lajeja kuin raivatulla. Kuokkalan raivaamattomalla alueella oli erittäin suuri yksilömäärä, mikä todennäköisesti selittää suurta lajimäärää myös raivatulla alueella.

Mullenin ym. (2008) tutkimuksessa todettiin, että vain vähän metsälajeja löydettiin avohakkuualueilta ja voimakkailla ruohomailta. Sen sijaan kaikista istutetun metsän elinkiertovaiheista löydettiin iso osa avomaalajeista vaikkakin niiden yksilömäärissä oli suurta eroa. Tässä tutkimuksessa maakiitäjäisten lajirakenne oli raivauksen seurauksena muuttunut siten, että avomaalajien suhteellinen osuus lajistosta kasvoi. Lisäksi raivaamattomilla alueilla oli suhteellisesti enemmän metsälajeja kuin raivatuilla. Kymmenestä alueesta seitsemässä metsälajit olivat hallitsevin ryhmä ja kolmessa generalistit. Metsälajit ja generalistit olivat kuitenkin niin tasaväkisesti edustettuna, ettei voida päätellä, että metsälajit olisivat selvästi yleisimpiä kaupunkimetsissä. Maguran ym. (2004) tutkimuksessa saatiin tukea hypoteesille, että avomaalajit ovat yleisimpiä kaupunkiympäristöissä kuin esikaupunki- ja maalaisympäristöissä. Metsälajisto tarvitsee heterogeenisempää metsää ja erilaista mikroilmastoa mitä kaupungeilla on usein tarjota (Magura ym. 2004). Niemelän (1997) mukaan monilla selkärangattomilla on selkeät mikroilmastovaatimukset boreaalisessa metsässä. Maguran ym. (2004) tutkimuksessa saatiin viitteitä siihen, että lajimäärä kasvoi mentäessä kauemmas kaupungeista. Magura ym. (2004) kuitenkin toteaa, että lajiston monimuotoisuuden muuttuminen häiriön voimakkuuden seurauksena voi olla monimutkaista tulkita, sillä lajeilla on erilaisia elinympäristömieltymyksiä. Heterogeeninen ympäristö lisää diversiteettiä (Magura ym. 2004).

## 5.2 Raivauksen vaikutukset kasvillisuuteen

Raivatuilla alueilla keskimääräinen lajimäärä oli suurempi kasveissa, vaikka parittaisella t-testillä tutkittaessa erot kasvilajeissa eivät ole tilastollisesti merkitseviä. Poikkeuksen muodosti Lohikoski, jossa raivaamattomilla oli enemmän kasvilajeja kuin raivatulla alueella. Shannon-Weaverin diversiteetti ei myöskään tilastollisesti eronnut käsittelyjen välillä. Lajistosta ei myöskään löydetty mitään yksittäisiä merkittäviä lajeja kuten harvinaisia tai muuten alueellisesti poikkeavia kasveja. Raivatuilta alueilta määritettiin hiukan enemmän heinä- ja sarakasveja, joiden esiintymiseen todennäköisesti raivauksen tuoma valo ja tila ovat vaikuttaneet.

Pelkkää kasvilajistoa tarkastelemalla ei pystytä sanomaan miten voimakkaasti raivaus vaikuttaa metsiköiden laatuun. Kaikki vaikutukset eivät myöskään näy heti raivauksen jälkeen, vaan aikaa saattaa kulua muutamia vuosia ennen lajiston muuttumista. Kasvillisuuteen vaikuttavat myös maaperä, kosteus ja valoisuus, joita tässä tutkimuksessa ei tutkittu. Ainoastaan valoisuuden lisääntymisen merkitys tuli latvuspeittävyuden myötä jonkin verran tutkituksi.

## 5.3 Metsikön ominaisuuksien vaikutukset maakiitäjäisiin

Tutkimuksessa selvisi, että maaston kivisyys korreloi avomaalajien kanssa. Ainolanrannan raivaamattomassa metsässä oli verrattuna muihin alueisiin hyvin korkea kiven peittävyysprosentti (24,5 %). Alueelta myös löydettiin suhteellisesti eniten avomaalajeja. Alueen maakiitäjäisistä 25 % oli avomaalajeja. Raivatulla vastinparilla avomaalajeja oli vain 9 % ja kiveä 0 %, joten kiven määrällä oli oletettavasti vaikutusta lajiston rakenteeseen. Karikkeen määrä ei ollut tässä tutkimuksessa suoraan kasvien eikä

maakiitäjäisten lajimäärän selittävänä tekijänä. Maguran ym. (2004) tutkimuksessa myöskään karikkeen määrä ei vaikuttanut maakiitäjäisten esiintymiseen.

DCA-analyysin perusteella vaikuttaa siltä, että metsiköiden maakiitäjäisyhteisön ja kasviyhteisön välillä on jonkinlainen yhteys. Metsikköjen erot voivat osittain selittyä taustamuuttujien eroissa, mutta raivauksella on todennäköisesti ollut jonkin suuruista vaikutusta eliöyhteisöihin. Taustamuuttujille tehdyn pääkomponenttianalyysin perusteella saatiinkin komponenteille (1. komponentti = kasvidiversiteetti kasvaa ja runkoluku pienenee, 2. komponentti = latvuspeittävyys, paljasmaa ja sammal lisääntyy, 3. komponentti = karike kasvaa ja paljasmaa vähenee) korkeat selitysasteet. Komponenttien ja maakiitäjäisten lajimäärän, yksilömäärän ja aktiivisuuden kanssa ei kuitenkaan havaittu korrelaatiota. Komponentit selittävät hyvin metsikköjen ominaisuuksia, mutta maakiitäjäisten esiintymistä taustamuuttujat eivät pysty yksin selittämään. Puuston latvuspeittävyden ja maakiitäjäisten lajimäärän ja yksilömäärän välillä ei havaittu merkitsevää korrelaatiota raivaamattomilla alueilla. Tästä voidaan tehdä päätelmä, että latvuspeittävydellä on vaikutusta maakiitäjäislajistoon, sillä raivatuilla alueilla latvuspeittävyys muuttui paljon enemmän mentäessä metsän reunalta sisemmäs metsään. Metsässä, jossa puuston latvuspeittävyys ei muutu paljoa, sillä ei ole niinkään vaikutusta maakiitäjäislajiston tai – yksilömäärän esiintymiseen. Maguran ym. (2004) tutkimuksessa latvuskaton peittävyys korreloi negatiivisesti maakiitäjäisten esiintymiseen. Humphreyn ym. (1999) tutkimuksessa selvitettiin kasvillisuuden sekä maakiitäjäisten ja kukkakärpästen (Syrphidae) lajiversiteetin ja -runsauden yhteyttä. Kyseisessä tutkimuksessa löydettiin selvä negatiivinen korrelaatio pensaskerroksen sekä latvuspeittävyden ja kukkakärpästen diversiteetin väliltä. Maakiitäjäisten lajirunsauden ja diversiteetin sekä ympäristömuuttujien väliltä ei löydetty yhtä selvää tulosta (Humphrey ym. 1999). Runkoluku vaikutti erittäin suuresti selittävänä tekijänä avomaalajien esiintymiseen. Raivauksen seurauksena runkoluku pienenee, joten raivauksella oli tätä kautta vaikutusta ainakin avomaalajien esiintymiseen.

## 6. JOHTOPÄÄTÖKSET JA YHTEENVETO

Kaupunkimetsät ovat tärkeitä ihmisten viihtyvyyden ja terveyden kannalta (Tyrväinen ym. 2005). Kaupunkimetsät myös tarjoavat tärkeitä elinympäristöjä monille lajeille. Lahopuiden ja vanhojen puiden osuudet ovat erityisen tärkeitä, joten hakkuutähteitä ei tulisi kerätä heti raivauksen jälkeen pois, kuten kaupunkimetsissä yleensä tehdään (Gustavsson ym 2005, Tyrväinen ym. 2005). Lajiston kannalta metsien väliset linkit ovat erilaisten suksessiovaiheiden välillä tärkeitä, sillä luontaisesti metsät eivät ole ikinä täysin staattisessa tilassa vaan lajit siirtyvät metsän sisällä niille sopiville alueille. Varsinkin talousmetsissä, joissa hakkuut voivat eristää lajeja ja viedä elinympäristöjä lajeilta, tällainen linkitys on tärkeää (Lindenmayer ym. 2003). Kaupunkimetsissäkin voitaisiin huomioida paremmin eri suksessiovaiheisiin erikoistuneet lajit, jolloin kaupunkimetsät tarjoaisivat useille lajeille elinympäristön tai mahdollisuuden siirtyä toiseen metsikköön. Kaupungin keskellä olevien metsien lajiston voi olla vaikea siirtyä eri metsien välillä, sillä rakennettu ympäristö voi muodostaa usein isolaatiotekijän (Forman 2008). Siksi tulisi varmistaa, ettei metsien välillä ole pelkästään asfalttiteitä (Magura ym. 2004). Metsiköiden välillä voisi olla esimerkiksi ekologisia käytäviä koostuen nurmikentistä ja istutetuista puista. Yhteisötasolla ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset ympäristössä eivät välttämättä ole aina negatiivisia. Evershamin ym. (1996) tutkimuksessa selvisi, että ihmisten muuntamat kaupunkiympäristöt voivat olla lajistoltaan monimuotoisempia kuin vähemmän häirityt maalaismaiseta ympäristöt, vaikkakin yksinkertaiset lajistolaskennat eivät kerro ekosysteemin laadusta. Maguran ym. (2004)

mukaan kaupungin viheralueilla tulisi välttää voimakasta elinympäristöjen muutosta kuten esimerkiksi kuolleiden puiden poistamista ja voimakasta harvennusta.

Kestävä kaupunkimetsien hoitaminen vaatii useiden eri toimintojen huomioimisen. Suurin haaste on sosiaalisten ja ekologisten tavoitteiden yhdistäminen (Tyrväinen ym. 2005). Gustavssonin ym. (2005) mukaan toimenpiteiden pitäisi olla jatkuvia, jotta hoitamisesta olisi hyötyä. Tällöin muutoksen aiheuttama paine jakaantuu pitemmälle aikavälille ja siten mahdollistetaan lajien sopeutuminen uuteen elinympäristöön ja lajiston tasapainon. Sipilä & Tyrväinen (2005) ehdottavat, että hoitotoimenpiteitä suunniteltaessa voidaan käyttää osallistavaa suunnittelua, jolloin asukkaat pääsevät ilmaisemaan mielipiteensä asuinalueensa metsien hoidosta. Asukkaille voidaan esittää tietokoneella muokattuja kuvia siitä, miltä alue toimenpiteiden jälkeen näyttäisi. Osallistavan suunnittelun myötä tyytyväisyys kasvaa, mutta toisaalta asukkailla voi olla liian idealistinen kuva siitä, miten paljon he pystyvät vaikuttamaan hoitotoimenpiteisiin. Tärkeää on myös kuulla passiivisempia asukkaita kuten nuoria ja lapsia (Tyrväinen ym. 2003).

Raivauksen ja hakkuiden vaikutuksia voidaan tutkia myös keskimääräisen häiriön hypoteesin avulla. Mikäli häiriö on pieni tai harvinainen, alue on tasapainossa, jolloin tietyt lajit pystyvät normaalin kilpailuun. Jos taas häiriö on liian suuri, vain muutamat lajit pystyvät selviämään siitä. Lajidiversiteetti on hypoteesin mukaisesti suurin alueilla, joissa on tapahtunut keskimääräistä häiriötä (Petraitis 1989, Venn ym. 2003, Cárdenans & Buddle 2009). GLOBENET hankkeessa (Magura ym. 2004, Niemelä ym. 2000) tutkittiin ihmistoiminnan vaikutuksia ympäristöissä käyttäen maakiitäjäisiä indikaattoreina. Hankkeessa selvitettiin biodiversiteetin muutoksia maaseutu-esikaupunki-kaupunki akselilla ympäri maailmaa. Hankkeen hypoteesina käytettiin keskimääräisen häiriön hypoteesia, jolloin oletuksena oli että suurin diversiteetti olisi esikaupunkialueella. Maguran ym. (2004) tutkimuksessa ei kuitenkaan saatu tukea keskimääräiselle hypoteesille. Sekä maaseudulla että kaupungissa lajidiversiteetti oli suurempi kuin esikaupunkialueella.

Tämän tutkimuksen perusteella voidaan päätellä, että raivauksilla olisi jonkin verran vaikutusta lajistoon. Yleisesti ottaen raivaus vaikutti sekä maakiitäjäisten yksilömäärään että lajirakenteeseen. Ainolanrannan raivaamaton metsikkö oli maastoltaan erittäin kivikkoista, mikä todennäköisesti vaikutti maakiitäjäisten esiintymiseen. Tutkimusparina toisenlainen alue olisi voinut toimia paremmin. Maakiitäjäisten lajirakenne muuttui raivauksen seurauksena siten, että avomaalajit lisääntyivät. Poikkeuksen muodosti tässäkin tapauksessa Ainolanrannan alue, jossa raivaamaton alue oli todennäköisesti elinympäristöltään kivikkoisuuden vuoksi avomaalajeille sopiva (taulukko 2). Ainolanrannan raivaamattomalla alueella oli suhteellisesti kaikkiin alueisiin verrattuna suurin määrä avomaalajeja. Myös generalistien suhteelliset osuudet kasvoivat raivauksen myötä, lukuun ottamatta Kuokkalan tutkimusparia. Vaikka raivauksen jälkeen lajimäärä hiukan kasvoi, lukuun ottamatta Kuokkalan aluetta, yksilömäärät vähenivät huomattavasti. Poikkeuksen muodostivat jälleen kerran Ainolanranta, jossa raivatulla alueella yksilömäärä oli hyvin korkea ja Lohikosken alueet, joissa yksilömäärät olivat hyvin lähellä toisiaan ja hyvin pieniä kummallakin alueella käsittelystä huolimatta. Yksilömäärän väheneminen saattaa johtua lajirakenteen muutoksesta. Elinolot saattavat muuttua metsälajeille hankaliksi, jolloin niiden yksilömäärä ja lajimäärä vähenee. Toisaalta raivaukset eivät ole niin voimakkaita, että elinympäristö olisi avomaalajeille suotuisa, mistä johtuen vaikka muutamia lajeja alueelle tuleekin, yksilömäärät pysyvät kuitenkin pieninä. Otoskoko tässä tutkimuksessa oli viisi paria, joka on minimi useille tilastollisille testeille. Koska Ainolanrannan pari poikkesi hyvin paljon toisista pareista, tilastollisten testien merkitsevyyteen

tulee suhtautua varauksella. Suuremmalla otoskoolla olisi voinut saada luotettavimpia testituloksia. Parhaimmat tulokset olisi saatu myös siten, että tutkimus olisi suoritettu seurantatutkimuksena. Lajisto olisi selvitetty ennen käsittelyä ja käsittelyn jälkeen. Tällöin olisi voitu poistaa tekijöitä, jotka nyt vaikuttivat tutkimustuloksiin. Tällaisia tekijöitä ovat esimerkiksi alueiden kivikkoisuus ja maapinnan muodot. Kivikkoisuus vaikutti avomaalajistoon tilastollisesti merkitsevästi ja raivauksesta johtuvat ympäristömuutokset, kuten puuston latvuspeittävyys ja runkoluku, jotka vaikuttivat lajistoon, näkyivät vasta kun tarkasteltiin vain raivattuja alueita, joissa ei ollut mukana erittäin kivikkoista muista alueista poikkeavaa Ainolanrannan aluetta. Tehtyjen analyysien pohjalta on vaikea sanoa, miten paljon itse raivaustoimenpide vaikutti avomaalajien esiintymiseen, sillä kivikkoisuus selitti 39 % avomaalajien esiintymisestä. Seurantatutkimuksella kivikkoisuuden aiheuttamat lajistorakennemuutokset eivät olisi estäneet näkemästä raivauksen aiheuttamia muutoksia lajistorakenteessa. Tämän tutkimuksen puitteissa seurantatutkimuksen toteuttaminen ei valitettavasti ollut mahdollista ajan puutteen ja resurssien vuoksi, jolloin paras vaihtoehto oli yrittää valita mahdollisimman samankaltaisia tutkimusaluepareja.

Toivon, että tutkimuksestani olisi hyötyä kaupunkimetsien suunnittelussa ja se myös innostaisi tutkimaan lisää kyseistä aihetta. Kestävällä kaupunkimetsien hoidolla varmistetaan ekosysteemien ja lajien säilyminen myös tuleville sukupolville. Monipuoliset kaupunkimetsät ovat myös tärkeitä ihmisten hyvinvoinnille ja asuinalueiden laadulle.

## KIITOKSET

Haluan kiittää ohjaajiani Elisa Valliusta, Matti Koivulaa ja Markku Kuitusta. Erityisesti haluan kiittää Elisa Valliusta avusta maastotöissä ja kasvilajintunnistuksessa, sekä selventävistä gradupalavereista. Haluan kiittää myös Matti Koivulaa maakiittäjäisten tunnistusavusta sekä perehdytyksestä maakiittäjäisten maailmaan. Lisäksi kiitän Jyväskylän kaupungin tonttutuotantoa, jossa ystävällisesti kerrottiin minulle kaupungin metsien hoitotoimenpiteistä sekä annettiin kyseisten tutkimusalueiden puustotiedot. Suuret kiitokset kuuluvat myös perheelleni ja ystäväilleni, jotka auttoivat ja tukivat gradun kirjoitusvaiheessa.

## KIRJALLISUUS

- Bell, S., Blom, D., Rautamäki, M., Castel-Branco, C., Simson, A. & Olson, I.A. 2005: Desing of urban forests. Teoksessa: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B. & Schipperijn, J. (toim.), *Urban forests and trees*, Springer, Berlin, 149-186
- Cárdenans, A. M. & Buddle, C.M. 2009: Introduced and native ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) along a successional gradient in an urban landscape. *Journal of Insect Conservation*. 13(2)
- Chinery, M. 1988: *Pohjois-Euroopan hyönteiset. Pohjois-Euroopan hyönteisheimojen määrittämissä*. Toinen painos. Tammi, 356 s
- Eliasson, I., Knez, I., Westberg, U., Thorsson, S. & Lindberg, F. 2007: Climate and behaviour in a Nordic city. *Landscape and Urban Planing* 82:72-84
- Evans, G. 1975: *The Life of Beetles*. Alden Press, Oxford. 232 s.
- Eversham, B.C, Roy, D. B & Telfer, M. G. 1996: Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologica Fennici* 33:149-156
- Forman, R. T. T. 2008: *Urban regions. Ecology and Planning Beyond the City*. Cambridge University Press. 408 s.
- Greenslade, P.J.M. 1964: Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology*. 33(2 ):301-310

- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. 1988: *Comperative plant ecology*. London, Unwin Hyman, 742 s.
- Gustavsson, R., Martin, H., Konijnendijk, C. & Steidle-Schwahn, A. 2005: Management of urban woerland and parks. Teoksessa: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B. & Schipperijn, J. (toim.), *Urban forests and trees*, Springer, Berlin, 369-397
- Hennik, S. & Zeven, A. C. 1991: The interpretation of Nei and Shannon-Weaver within population variation indices. *Euphytica*. 51:235-240
- Humphrey, J. W., Hawes, C., Peace, A.J., Ferris-Kaan, R. & Jukes, M. R. 1999: Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 113:11-21
- Jyväskylän kaupunki 2006: *Metsäsuunnitelma 2005-2014* – Selonteko Jyväskylän kaupungin metsäsuunnitelman laadinnasta. Metsäkeskus Keski-Suomi. Edita Prima Oy. 28 s.
- Koivula, M. 2008: *Etelä- ja Keski-Suomen tavallisimpia metsien ja peltojen maakiittäjäslajeja*. Opetusmoniste. Jyväskylän yliopisto.
- Laine, L.J. 2004: *Suomen Luonto-opas*. 5. painos. WS Bookwell Oy. Porvoo. 420 s.
- Larsen, K.J., Work, T. T. & Purrington, F. F. 2002: Habitat use patterns by ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of northeastern Iowa. *Pedobiologia* 47:288-299
- Lindenmayer, D.B, Margules, C.R. & Botkin, D.B. 2000: Indicators of Biodiversity for Ecological Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14:941-950
- Lindroth, C.H. 1985: *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark*. Fauna Entomologica Scandinavica 15:1-225
- Lindroth, C.H. 1986: *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark*. Fauna Entomologica Scandinavica 15:233-497
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. 2004: Changes in carabid beetle assemblages along an urbanization gradient in the city of Debrecen, Hungary *Landscape Ecology* 19:747-759
- McKinney, M.L. 2008: Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11:161-176
- Metsämuuronen, J. 2005: *Tutkimuksen tekemisen perusteet ihmistieteissä*. Gummeruksen Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 1292 s.
- Mullen, K., O'Halloran, J., Breen, J., Giller, P., Pithon, J. & Thomas, K. 2008: Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities across the plantation forest cycle- Implications for management. *Forest Ecology and Management* 256:624-632
- Niemelä, J. 1997: Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology* 11(3):601-610
- Niemelä, J. 1999: Ecology and urban planning. *Biodiversity and conservation* 8:119-131
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M. & Spence, J. 2000: The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of Insect Conservation* 4:3-9
- Niemelä, J. 2001: Carabid beetles (Coloptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology* 98:127-132.
- Niemelä, J., Koivula, M. & Kotze, D. J. 2007: The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 11:5-18
- Parkkinen, S. 2004: Selkärangattomat. Teoksessa: *Kotimaan luonto-opas*. WS Book Oy, Porvoo, 416-512

- Partanen, A. 2007: *Mielipidekysely lähimetsien hoidosta Huhtasuolla ja Kangasvuoressa*. Jyväskylän kaupunki, tonttiosasto, yhdyskuntatoimi. 44 s. [http://www.jyvaskyla.fi/instancedata/prime\\_product\\_julkaisu/jyvaskyla/embeds/14338\\_Mielipidekyselyn\\_tulokset0907.pdf](http://www.jyvaskyla.fi/instancedata/prime_product_julkaisu/jyvaskyla/embeds/14338_Mielipidekyselyn_tulokset0907.pdf)
- Pearce J.L. & Venier L.A. 2006: The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicator of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6:780-793
- Petratis, P. 1989: The Maintenance of species diversity by disturbance. *The Quarterly Review of Biology* 64(4):393-418
- Rainio J. & Niemelä J. 2002: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12:487-506
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: *Suomen lajien uhanalaisuus 2000*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 432 s.
- Reunanen, P. 2006: Suomen luonnonsuojeluohjelmien ekologiset perustelut. *Luonnon tutkija* 110(5):168-179. Helsinki. Suomen biologinen seura Vanamo.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S. & Foster, G. N. 2001: Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82(4):1112-1129
- Rydberg, D. & Falck, J. 2000: Urban forestry in Sweden from silvicultural perspective: a review. *Landscape and Urban Planning* 47:1-18
- Sandhall, Å. & Lindroth C. H. 1976: *Kovakuoriaiset. Kovakuoriaisten ulkonäkö, kehitysvaiheet, elintavat ja käyttäytyminen*. WSOY, Porvoo, 94 s.
- Sipilä, M. & Tyrväinen, L. 2005: Evaluation of collaborative urban forest planning in Helsinki, Finland. *Urban Forestry & Urban Greening* 4:1-12
- Suominen, T. 2004: Kasvit. Teoksessa: *Kotimaan luonto-opas*. WS Book Oy. Porvoo. Kymmenes painos. 13-188
- Tello, M.-L., Tomalak, M., Siwecki, R., Gáper, J., Motta, E. & Mateo-Sagasta, E. 2005: Biotic urban growing conditions – Threats, pests and diseases. Teoksessa: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B. & Schipperijn, J. (toim.), *Urban forests and trees*, Springer, Berlin, 325-365
- Treweek, J. 1999: *Ecological Impact Assessment*. Blackwell Science Ltd, Oxford. 351 s.
- Tolppanen, M. E. 2009: *Mielipidekysely lähimetsien hoidosta Kuokkalassa ja Ristonmaalla*. Jyväskylän kaupunki, kaupunkirakennepalvelut, tonttituotanto. 49 s. [http://www.jyvaskyla.fi/instancedata/prime\\_product\\_julkaisu/jyvaskyla/embeds/31939\\_Mielipidekysely\\_tyo.pdf](http://www.jyvaskyla.fi/instancedata/prime_product_julkaisu/jyvaskyla/embeds/31939_Mielipidekysely_tyo.pdf)
- Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K. & De Vries, S. 2005: Benefits and uses of urban forests and trees. Teoksessa: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B. & Schipperijn, J. (toim.), *Urban forests and trees*, Springer, Berlin, 81-114.
- Tyrväinen, L., Silvennoinen H. & Kolehmainen O. 2003: Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry & Urban Greening* 1:135-149.
- UN-HABITAT 2009: *Sustainable Urban Energy Planning*, a handbook for cities and towns in developing countries 83 s. <http://www.unhabitat.org/pmss/listItemDetails.aspx?publicationID=2839>
- Venn, S. J., Kotze D. J. ja Niemelä, J. 2003: Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests *Eur. J. Entomol.* 100:73-80
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L ja Westbrooks, R. 1996: Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84:468-478

- Weller, B. & Ganzhorn, J. U. 2003: Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology* 5:193-201
- Whitford, V., Handley, J. & Ennos, R. 2001: City form and natural process – Indicators for the ecological performance of urban areas. *Landscape Urban Plan* 57:91-103

## LIITTEET

Liite 1. Pyydyksistä saadut maakiitäjäiset alueittain (määrittämissä käytetty Lindroth 1985,1986). Talukossa H=elinympäristö, joissa A= Avomaalaji, M=Metsälaji ja G=Suksessiogeneralisti. Aluekoodit ovat seuraavat: AI= Ainola, AR= Ainolanranta, K= Kuokkala ja RR= Rasinrinne. Käsittelyn kertoo merkintä aluekoodin perässä: L= raivaamaton ja R= raivattu

Lajit	H	AI		AR		K		L		RR		Summa
		L	R	L	R	L	K R	L	R	L	R	
<i>Amara aulica</i>	A	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3
<i>A. brunnea</i>	M	7	-	1	1	1	3	-	-	-	-	13
<i>A. communis</i>	A	-	-	-	-	-	1	1	3	-	-	5
<i>A. lunicollis</i>	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Anisodactylus binotatus</i>	A	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Badister lacertosus</i>	M	-	-	-	-	-	2	-	-	2	-	4
<i>Calathus mellanocephalus</i>	A	-	-	-	-	-	-	1	4	-	-	5
<i>C. micropterus</i>	M	4	3	-	12	24	10	2	7	12	1	75
<i>Carabus hortensis</i>	M	-	-	-	-	15	12	-	-	63	-	90
<i>C. nemoralis</i>	G	23	24	21	37	10	25	7	10	4	11	172
<i>Cynhrus caraboides</i>	M	-	-	9	-	-	-	-	-	3	-	12
<i>Harpalus quadripunctatus</i>	M	-	-	-	3	3	-	-	5	-	-	11
<i>H. tardus</i>	A	-	2	-	-	-	-	-	2	-	1	5
<i>Leistus ferrugineus</i>	A	2	-	9	-	8	6	-	3	-	-	28
<i>L. terminatus</i>	M	14	10	6	15	11	3	15	2	10	3	89
<i>Loricera pilicornis</i>	A	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	3
<i>Notiophilus biguttatus</i>	M	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	2
<i>Patrobus assimilis</i>	G	-	1	-	11	35	-	-	-	-	-	47
<i>P. atrorufus</i>	G	14	7	-	9	5	-	-	-	-	-	35
<i>Pterostichus diligens</i>	G	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	3
<i>P. melanarius</i>	G	21	15	1	53	36	-	-	-	3	1	130
<i>P. niger</i>	G	6	6	-	3	-	-	-	1	1	-	17
<i>P. nigrita</i>	M	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>P. oblongopunctatus</i>	M	78	8	1	51	112	14	5	1	15	26	311
<i>P. strenuus</i>	G	-	1	-	1	5	2	1	-	-	3	13
<i>Stomis pumicatus</i>	A	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	2
<i>Synuchus vivalis</i>	G	2	1	1	-	2	6	1	3	9	1	26
<i>Trechus rivularis</i>	M	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>T. secalis</i>	G	19	10	3	27	24	3	1	-	-	3	90
Yhteensä yksilöitä		190	90	53	229	294	87	34	41	124	53	1195
Yhteensä lajeja		11	14	10	16	15	12	9	11	11	12	29



Liite 2. Alueilta määritetyt kasvilajit. Keltaisella ja lihavoinnilla merkityt lajeja ei havaittu toisen käsittelyryhmän kasviruuduilta.

<b>Raivaamattomien alueiden kasvit</b>	<b>Raivattujen alueiden kasvit</b>
Ahomansikka ( <i>Fragaria vesca</i> )	Ahomansikka ( <i>Fragaria vesca</i> )
<b>Halava (<i>Salix pentandra</i>)</b>	<b>Haapa (<i>Populus tremula</i>)</b>
Harmaaleppä ( <i>Alnus incana</i> )	Harmaaleppä ( <i>Alnus incana</i> )
Hiirenporras ( <i>Athyrium filix-femina</i> )	<b>Harmaasara (<i>Carex canescens</i>)</b>
Kangasmaitikka ( <i>Melampyrum pratense</i> )	<b>Hieskoivu (<i>Betula pubescens</i>)</b>
Kevätpiippo ( <i>Luzula pilosa</i> )	Hiirenporras ( <i>Athyrium filix-femina</i> )
Kielo ( <i>Convallaria majalis</i> )	<b>Jäkki (<i>Nardus stricta</i>)</b>
<b>Kissankello (<i>Campanula rotundifolia</i>)</b>	Kangasmaitikka ( <i>Melampyrum pratense</i> )
Kivikkoalvejuuri ( <i>Dryopteris filix-mas</i> )	Kevätpiippo ( <i>Luzula pilosa</i> )
Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )	Kielo ( <i>Convallaria majalis</i> )
<b>Kultapiisku (<i>Solidago virgaurea</i>)</b>	Kivikkoalvejuuri ( <i>Dryopteris filix-mas</i> )
<b>Kyläkellukka (<i>Geum urbanum</i>)</b>	Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )
Käenkaali ( <i>Oxalis acetosella</i> )	<b>Kuusi (<i>Picea abies</i>)</b>
Lehtohorsma ( <i>Epilobium montanum</i> )	Käenkaali ( <i>Oxalis acetosella</i> )
Lehtokorte ( <i>Equisetum pratense</i> )	<b>Lampaannata (<i>Festuca ovina</i>)</b>
<b>Lehtokuusama (<i>Lonicera xylosteum</i>)</b>	Lehtohorsma ( <i>Epilobium montanum</i> )
Lillukka ( <i>Rubus saxatilis</i> )	Lehtokorte ( <i>Equisetum pratense</i> )
<b>Maitohorsma (<i>Epilobium angustifolium</i>)</b>	Lillukka ( <i>Rubus saxatilis</i> )
<b>Metsäalvejuuri (<i>Dryopteris carthusiana</i>)</b>	<b>Luhtamatara (<i>Galium uliginosum</i>)</b>
Metsäimarre ( <i>Gymnocarpium dryopteris</i> )	Metsäimarre ( <i>Gymnocarpium dryopteris</i> )
Metsäkastikka ( <i>Calamagrostis arundinacea</i> )	Metsäkastikka ( <i>Calamagrostis arundinacea</i> )
Metsäkorte ( <i>Equisetum sylvaticum</i> )	Metsäkorte ( <i>Equisetum sylvaticum</i> )
Metsäkurjenpolvi ( <i>Geranium sylvaticum</i> )	Metsäkurjenpolvi ( <i>Geranium sylvaticum</i> )
Metsälauha ( <i>Deschampsia flexuosa</i> )	Metsälauha ( <i>Deschampsia flexuosa</i> )
Metsämaitikka ( <i>Melampyrum sylvaticum</i> )	Metsämaitikka ( <i>Melampyrum sylvaticum</i> )
Metsäorvokki ( <i>Viola riviniana</i> )	Metsäorvokki ( <i>Viola riviniana</i> )
Metsätähti ( <i>Trientalis europaea</i> )	Metsätähti ( <i>Trientalis europaea</i> )
<b>Mustakonganmarja (<i>Actaea spicata</i>)</b>	Mustikka ( <i>Vaccinium myrtillus</i> )
Mustikka ( <i>Vaccinium myrtillus</i> )	Mänty ( <i>Pinus sylvestris</i> )
Mänty ( <i>Pinus sylvestris</i> )	<b>Nokkonen (<i>Urtica dioica</i>)</b>
<b>Niittyleinikki (<i>Ranunculus acris</i>)</b>	Nuokkuhelmikkä ( <i>Melica nutans</i> )
Nokkonen ( <i>Urtica dioica</i> )	<b>Nurmilauha (<i>Deschampsia cespitosa</i>)</b>
Nuokkuhelmikkä ( <i>Melica nutans</i> )	<b>Nurmirölli (<i>Agrostis capillaris</i>)</b>
Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )
<b>Nurmitähkiö (<i>Phleum pratense</i>)</b>	Oravanmarja ( <i>Maianthemum bifolium</i> )
Oravanmarja ( <i>Maianthemum bifolium</i> )	<b>Paju sp. (<i>Salix</i>)</b>
<b>Paimenmatara (<i>Galium album</i>)</b>	<b>Pelto-ohdake (<i>Cirsium arvense</i>)</b>
Pihlaja ( <i>Sorbus aucuparia</i> )	Pihlaja ( <i>Sorbus aucuparia</i> )
<b>Puistonurmikka (<i>Poa chaixii</i>)</b>	Poimulehti sp. ( <i>Alchemilla</i> )
Pujo ( <i>Artemisia vulgaris</i> )	Pujo ( <i>Artemisia vulgaris</i> )
Punaherukka ( <i>Ribes rubrum</i> )	Punaherukka ( <i>Ribes rubrum</i> )
Puolukka ( <i>Vaccinium vitis-idaea</i> )	Puolukka ( <i>Vaccinium vitis-idaea</i> )
<b>Rautanokkonen (<i>Urtica urens</i>)</b>	<b>Raita (<i>Salix caprea</i>)</b>
Rohtotädyke ( <i>Veronica officinalis</i> )	Rohtotädyke ( <i>Veronica officinalis</i> )
<b>Rätvänä (<i>Potentilla erecta</i>)</b>	Rönsyleinikki ( <i>Ranunculus repens</i> )
Rönsyleinikki ( <i>Ranunculus repens</i> )	Salokeltano ( <i>Hieracium</i> )
Salokeltano ( <i>Hieracium</i> )	Sudenmarja ( <i>Paris quadrifolia</i> )
Sudenmarja ( <i>Paris quadrifolia</i> )	Särmäkuisma ( <i>Hypericum maculatum</i> )
<b>Syyläjuuri (<i>Scrophularia nodosa</i>)</b>	<b>Tesma (<i>Milium effusum</i>)</b>
Särmäkuisma ( <i>Hypericum maculatum</i> )	<b>Tuomi (<i>Prunus padus</i>)</b>
<b>Vaahtera (<i>Acer platanoides</i>)</b>	Vadelma ( <i>Rubus idaeus</i> )

Vadelma (*Rubus idaeus*)

**Valkopiippo (*Luzula luzuloides*)**

Vuohenputki (*Aegopodium podagraria*)

54 lajia

Vain raivaamaton:17

**Vanamo (*Linnaea borealis*)**

Viiltosara (*Carex acuta*)

**Voikukka sp. (*Taraxacum*)**

Vuohenputki (*Aegopodium podagraria*)

55 lajia

Vain raivattu: 17

---