

**Pro Gradu –tutkielma**

**Teeren (*Tetrao tetrrix*) pienpoikasajan elinympäristöt ja  
poikasravinnoksi tarjolla olevan selkärangatonfaunan  
määrä ja laatu keskisuomalaisissa talousmetsissä**

**Laura Okkonen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

20.12.2007

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

OKKONEN, L. : Teeren (*Tetrao tetrix*) pienpoikasajan elinympäristöt ja poikasravinnoksi tarjolla olevan selkärangatonfaunan määrä ja laatu keskisuomalaisissa talousmetsissä

Pro Gradu –tutkielma: 44 s.

Työn ohjaajat: Akatemianprof. Rauno Alatalo ja FT Gilbert Ludwig

Tarkastajat: FT Matti Koivula ja FT Gilbert Ludwig

20.12.2007

---

Hakusanat: metsänhoito, poikue-elinympäristö, selkärangatonravinnon määrä, teeri (*Tetrao tetrix*), telemetriaseuranta

## TIIVISTELMÄ

Suomen metsät ovat viime vuosikymmenten kuluessa käyneet läpi monia rakenne- ja kasvillisuusmuutoksia voimaperäisen metsänhoidon seurauksena, ja ne ovat muuttaneet muiden metsälajien elinympäristöjen ohella merkittävästi myös teeren (*Tetrao tetrix*) elinympäristöjä. Tässä tutkimuksessa selvitettiin telemetriaseurannan keinoin 63 teeripoikueen liikkumista metsätalouden erilaisissa elinympäristöissä Keski-Suomessa kesäaikaan vuosina 2003-2005. Poikueiden erilaisiin elinympäristötyyppeihin sijoittumisen lisäksi oltiin kiinnostuneita havaittujen poikueympäristöjen laatutekijöistä, erityisesti poikasille tarjolla olevan selkärangatonravinnon määrästä ja laadusta sekä selkärangattomien esiintyvyyteen vaikuttavien kasvillisuustekijöiden, erityisesti varputiheyksien, vaihtelusta eri elinympäristötyypeissä. Tutkimuksessa keskityttiin poikueiden elinympäristönkäyttöön varhaisessa poikuevaiheessa, kun poikaset ovat alle kaksiviikkoisia ja riippuvaisia eläinravinnon saatavuudesta.

Poikueiden havaittiin liikkuvan monissa erilaisissa metsätalouden elinympäristöissä, useimmin kuitenkin eri-ikäisissä taimikoissa ja kasvatusmetsissä. Poikueiden todettiin oleskelevan usein myös erilaisilla eri-ikäisten metsiköiden tai metsäympäristöjen ja avomaan välisillä reunavyöhykkeillä, joihin hakeutuminen voi liittyä niiden metsiköiden sisäosia parempiin ravinto-oloihin. Poikueiden ei havaittu hakeutuvan varputiheydeltään erityisen reheviin elinympäristötyyppeihin tai laikkuihin elinympäristöjen sisällä, mutta kenttäkerroksen korkea kokonaispeittävyys (yli 67 %) näytti kuitenkin olevan teeren poikueympäristöissä tärkeä tekijä. Varpujen puutetta korvasivat tällöin runsaana kasvavat heinä- ja ruohokasvit.

Selkärangattomia esiintyi kaikenlaisissa elinympäristöissä melko runsaasti ja useat eri ryhmät olivat edustettuina tutkituissa metsikkötyypeissä. Selkärangatonmäärien havaittiin vaihtelevan eri elinympäristötyypeissä niin, että kokonaismääriä tarkasteltaessa selkärangattomia esiintyi lyöntihaavinäytteiden perusteella eniten nuorissa taimikoissa ja tuoreissa kasvatusmetsissä, ja vähiten varttuneissa taimikoissa ja kuivahkoissa kasvatusmetsissä. Myös selkärangatonnäytteiden laatu vaihteli eri elinympäristötyypeissä, koska eri selkärangatonryhmien havaittiin olevan sidoksissa elinympäristönsä eri kasvillisuusmuuttujiin. Edelleen tutkimuksessa havaittiin ajallista vaihtelua selkärangattomien esiintymisessä niin, että niitä oli näytteissä aiempia ajankohtia runsaammin vasta kesäkuun puolivälistä eteenpäin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Ecological and Environmental Science

OKKONEN, L.: Black grouse' (*Tetrao tetrix*) early brood habitats and invertebrate abundance in managed forest stands in central Finland.

Master of Science Thesis: 44 p.

Supervisors: Academy Prof. Rauno Alatalo & PhD Gilbert Ludwig

Inspectors: PhD Matti Koivula & PhD Gilbert Ludwig

20.12.2007

---

Key Words: Black grouse (*Tetrao tetrix*), boreal forest management, brood habitat, invertebrate abundance, radiotelemetry

## ABSTRACT

During past few decades boreal forests in Finland have been subject to many fundamental changes, largely as a cause of intensive modern forest management. By affecting the entire forest structure and vegetation, these changes have significantly impacted the habitats of many forest-dwelling species, such as Black grouse (*Tetrao tetrix*). The aim of this study was to describe the different habitat types that black grouse broods are using and to evaluate how habitat quality affects the abundance of invertebrates upon which chicks forage. Movements of 63 radiotagged Black grouse hens with broods were tracked during the summer months of 2003-2005 in managed forest stands in central Finland. Only radiolocations from within the the first two weeks of hatching were included in the study because this is the period when grouse chicks depend solely on invertebrate food. Broods were located in many different types of habitat, but most often in different-aged saplings and young or maturing forests. Broods were also commonly located in ecotones between two or more distinct habitat types or on edges between sapling/forest and open area possibly because of better food conditions as compared to habitats inside the forest stands. Although broods did not occupy habitat types with high *Vaccinium*-cover, the high total coverage (>67 %) of ground vegetation seemed to be an important feature of Black grouse brood habitats. Also, the commonly low occurrence of dwarf shrubs was compensated by different grasses and herbs. For most types of brood habitat, invertebrates were quite abundant and included a diversity of different taxa. Total numbers and biomass of invertebrates differed between habitat types, being most abundant in young saplings and forests with rich *Vaccinium*-layer and being least abundant in older saplings and forests with low *Vaccinium*- layer. Also the quality of invertebrate fauna as available food for chicks varied between different habitat types since the occurrence of different invertebrate taxons varied among different vegetation characteristics. Finally, temporal variation in invertebrate abundance was also detected. Both numbers and biomass of invertebrates increased from the beginning until mid-June and remained high thereafter.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
1.1. Suomen metsien rakennemuutoksesta ja sen vaikutuksesta metsälajeihin.....	5
1.2. Teeren ekologiasta ja kannanlaskun mahdollisista syistä Suomessa .....	6
1.3. Tutkimuksen tarkoitus .....	8
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>9</b>
2.1. Poikue seuranta-aineiston kerääminen .....	9
2.1.1. Tutkimusalueet.....	9
2.1.2. Tutkimuslintujen pyynti ja merkintä.....	9
2.1.3. Poikueiden maastoseuranta .....	9
2.1.4. Poikuepaikannuspisteiden ympäristökuvaukset .....	11
2.1.5. Satunnaispisteaineiston kerääminen .....	12
2.2. Selkärangatonaineiston kerääminen .....	12
2.2.1. Tutkimusalue ja keräysympäristöt .....	12
2.2.2. Selkärangattomien kerääminen ja käsittely .....	13
2.2.3. Selkärangatonkeräyspaikkojen ympäristökuvaukset .....	14
2.3. Aineiston tilastollinen käsittely .....	14
<b>3. TULOKSET</b> .....	<b>16</b>
3.1. Pienpoikasajan elinympäristöt .....	16
3.1.1. Poikueiden esiintyminen eri elinympäristöluokissa.....	16
3.1.2. Tärkeimpien kasvillisuusmuuttujien esiintyminen poikueympäristöissä....	18
3.1.3. Tärkeimpien kasvillisuusmuuttujien vaihtelu poikue- ja satunnaispisteiden välillä .....	21
3.2. Selkärangatonfaunan määrä ja laatu poikue-elinympäristötyypeissä.....	23
3.2.1. Selkärangatonmäärien vaihtelu eri elinympäristötyyppien välillä.....	23
3.2.2. Kasvillisuustekijöiden vaikutus selkärangatonryhmien esiintymiseen.....	28
3.2.3. Keräysajankohdan vaikutus selkärangattomien määrään.....	29
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>32</b>
4.1. Teeripoikueiden elinympäristöistä – varvutko tärkeitä?.....	32
4.2. Poikueympäristöjen selkärangatonravinnosta.....	34
4.3. Näkökulmia selkärangatonkeräykseen .....	35
4.4. Muista poikueiden elinympäristönkäyttöön vaikuttavista tekijöistä .....	37
4.5. Tutkimusnäkökulmasta.....	38
4.6. Loppuyhteenvedo ja jatkotutkimusehdotuksia.....	39
<b>Kiitokset</b> .....	<b>40</b>
<b>Kirjallisuus</b> .....	<b>41</b>

## 1. JOHDANTO

### 1.1. Suomen metsien rakennemuutoksesta ja sen vaikutuksesta metsälajeihin

Suomen metsiin on kohdistunut viimeisten muutaman sadan vuoden aikana voimakkaita käyttöpaineita ensin kaskiviljelyyn, tervanpolton, harsintahakkuiden ja peltojen raivaamisen muodossa, sittemmin tehokkaan, lähes koko metsämaan kattavan metsänhoidon seurauksena. Suomen metsät ovatkin käyneet läpi voimakkaan rakennemuutoksen, mikä näkyy metsiemme ikä- ja puulajijakauman sekä metsäkasvillisuuden runsaussuhteiden muuttumisena (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000, Kuuluvainen ym. 2004a). Erityisesti 1950-luvulta alkaen tehostunut metsätalous on aiheuttanut metsissämme merkittäviä muutoksia, jotka ovat vaikuttaneet suuresti metsälajistomme esiintyvyyteen. Tehokkaaseen puunkasvuun tähtäävä metsänhoito yksipuolistaa ja kaavamaisesti metsäluonnon elinympäristöjä, kun usein vain yhdelle puulajille uudistetuissa metsiköissä toistuvat samat säännönmukaiset hoitotoimenpiteet. Metsän kasvua uhkaavat, niiden normaaliin kiertokulkuun kuuluvat luonnolliset häiriöt, kuten tulipalot, myrskytuhot ja erilaiset taudit pyritään torjumaan tehokkaasti, mikä vähentää metsien luontaisen häiriödynamiikan seurauksena syntyneiden pienelinympäristöjen määrää metsiköiden sisällä (Hansson 1992, Haila ym. 1994). Hoidetut talousmetsät eroavatkin varsin paljon lajien elinympäristöinä luonnontilaisista tai luonnontilaisen kaltaisista metsistä, joiden rakenteeseen ja toimintaan ihmisellä on ollut vähäisempi vaikutus (Hansson 1992, Haila ym. 1994, Kuuluvainen ym. 2004a, b).

Nykymetsätalouden voimaperäiset metsänhoitokäytännöt, kuten avohakkuiden suosiminen metsänuudistamisen pääkeinona, uudistamisen jälkeinen maanmuokkaus, suometsien kuivaaminen ja metsäautoteiden rakentaminen, ovat aiheuttaneet metsäelinympäristöissä laaja-alaisia muutoksia nopeassa aikataulussa. Alkuperäisten metsäelinympäristöjen pinta-ala on pienentynyt, minkä seurauksena monien lajien elintila on kaventunut ja niiden yksilömäärät laskeneet. Osa lajeista on harvinaistunut, osa uhanalaistunut tai jopa hävinnyt maastamme (Rassi ym. 2001, Kuuluvainen ym. 2004a, Kuusinen & Virkkala 2004). Myös monien yleisten metsälajien levinneisyys ja lukumäärät ovat pienentyneet, esimerkiksi metson (*Tetrao urogallus*), teeren (*Tetrao tetrax*) ja pyyn (*Bonasa bonasia*) lukumäärät jopa kymmeniä prosentteja (Helle ym. 2002, Lindén 2002). Elinympäristön vähenemiseen liittyy myös yhtenäisten metsäalueiden pirstoutuminen pienempiin osiin. Ennen yhtenäinen lajien elinympäristömaisema muuttuu eri-ikäisten metsäkuvioiden mosaiikiksi, minkä seurauksena lajeille sopivat elinympäristölaikut saattavat sijaita varsin etäällä toisistaan (Haila ym. 1994, Storch 2000a, Kuuluvainen ym. 2004a, Siitonen & Hanski 2004).

Metsien pirstoutumisen seurauksena myös reunan määrä metsäkuvioiden rajakohdissa lisääntyy, mikä aiheuttaa muutoksia metsänrajojen pienilmastossa, eliöstössä ja lajien välisissä vuorovaikutussuhteissa (Hansson 1992, Haila ym. 1994, Siitonen & Hanski 2004). Reunan määrän kasvun metsien pirstoutumisen seurauksena on esimerkiksi osoitettu lisäävän maassa pesivien lintujen pesiin kohdistuvaa saalistusta (Andrén ym. 1985, Angelstam 1986, Andrén 1992, 1994, Kurki ym. 1997). Reunavyöhykkeiden suuri määrä on merkittävä piirre metsissämme, sillä tavanomaisessa talousmetsämaisemassa lähes kaikki metsikkökuviot ovat jonkinlaisen reunavaikutuksen alaisia (Hansson 1992, Siitonen & Hanski 2004).

Metsätaloustoimet ovat aiheuttaneet metsissämme myös voimakkaita kasvillisuusmuutoksia, jotka ovat edelleen heikentäneet monien lajien elinympäristöjä (Kuuluvainen ym. 2004b, Siitonen & Hanski 2004). Suomen metsäkasvillisuuden yleisyys-

ja runsaussuhteiden muutoksia seurataan säännöllisin väliajoin valtakunnan metsien inventointeihin (VMI) liittyvissä, kasvilajien peittävyksiä kartoittavissa tutkimuksissa, joissa metsänhoitotoimien ja metsien puustorakenteen muutoksen on havaittu vaikuttavan myös kenttäkerroksen lajien suhteellisiin osuuksiin (Vanha-Majamaa 2000). Esimerkiksi metsiemme kahden valtavarvun, mustikan (*Vaccinium myrtillus*) ja puolukan (*Vaccinium vitis-idaea*), peittävyksien on arvioitu pienentyneen maassamme yli 50 % viimeisen puolen vuosisadan aikana (Salemaa 2000a, b).

Monet metsälajit ovat riippuvaisia yhdestä tai useammasta elinympäristönsä rakennepiirteestä. Esimerkiksi metso vaatii laajoja yhtenäisiä varttuneen metsän alueita elinpiirilleen, jotta vakiintuneet, usean koiraan reviiereille sijoittuvat soidinalueet pysyisivät elinvoimaisina (Helle ym. 1989, Hansson 1992, Picozzi ym. 1992). Lajeille sopivien elinympäristöjen määrä ja niiden yhteys toisiinsa ovat usein tärkeimpiä lajien populaatiokokoa rajoittavia tekijöitä; sopivan elinympäristön pinta-alan pienentyminen tietyn kynnsarvon alapuolelle alkuperäisestä pinta-alasta vähentää siitä riippuvaisen lajin esiintymistiheyttä (Andrén 1994, With & Crist 1995, Siitonen & Hanski 2004, Hanski 2007).

Lajin esiintymisrunsauteen vaikuttaa siis paitsi sopivien elinympäristöjen määrä yksilöiden elinpiirien sisällä, myös elinympäristöjen jakautuminen maisemassa laajemmalla alueella tarkasteltuna. Eliölajien esiintymistä tietyllä alueella selittävät monessa alueellisessa mittakaavassa toimivat tekijät, joissa tapahtuvat muutokset vaikuttavat yksilöiden elin- ja lisääntymismahdollisuuksiin ja edelleen populaatiokokoihin (Wiens ym. 1993, Haila ym. 1994, Mazerolle & Villard 1999, Storch 2002, Hanski 2007). Se, miten laji reagoi elinympäristössään tapahtuviin (pysyviin) muutoksiin, riippuu lajin ekologisista piirteistä, kuten levittäytymiskyvystä tai joustavuudesta elinympäristöjen käytön suhteen. Lajit, joiden elinympäristövaatimukset ovat suhteellisen väljät, voivat sopeutua helpommin uusiin olosuhteisiin ilman, että niiden yksilömäärät välttämättä muuttuvat merkittävästi. Toisaalta alkuperäisiin elinympäristöihinsä tiukasti sitoutuneet lajit voivat kärsiä muutoksesta suuresti ja niiden kannat taantua uudelle, alhaisemmalle tasolle (Siitonen & Hanski 2004, Hanski 2007).

## 1.2. Teeren ekologiasta ja kannanlaskun mahdollisista syistä Suomessa

Teeri kuuluu Euraasian boreaalisen havumetsävyöhykkeen lintuihin, ja sen yhtenäinen levinneisyysalue ulottuu Skandinaviasta Venäjälle, mutta sitä tavataan myös Brittein saarilla ja Keski-Euroopassa, jossa sen esiintyminen on hajanaisempaa (Madge & McGowan 2002). Suomessa teeri esiintyy koko maassa pohjoisinta Tunturi-Lappia lukuunottamatta. Laji on elinympäristövaatimuksiltaan joustava viihtyen parhaiten metsän ja avomaaston valoisassa reunavyöhykkeessä, kuten soiden reunoilla ja peltojen tuntumassa. Se elää yhtä hyvin havu- kuin lehtimetsissäkin. Mieluisimpia kesäajan elinympäristöjä sille ovat puita kasvavat suot ja nuorehkot, rikkonaiset metsät sekä metsänreunat. Teeri menestyy hyvin myös talousmetsämailla (Helle ym. 1987, Borchtchevski ym. 2003, Marjakangas 2004).

Vaikka teeri on maassamme runsaslukuinen (arvioitu talvikannan koko noin 800 000 yksilöä; Lindén 1996), ovat teerikannat taantuneet Suomessa ja muualla levinneisyysalueella voimakkaasti viimeisen neljän vuosikymmenen aikana. Tuhatlulun taitteen teerikannan on arvioitu koko Suomessa olleen enää noin 40 % siitä, mitä se oli 1960-luvun alussa. Riistanhoitopiireittäin vaihtelu on toki suurta, esimerkiksi Kainuussa teeriä on vielä 65 % 1960-luvun alkupuolen määristä, kun taas Etelä-Hämeessä niitä on jäljellä vain noin 10 %. Keski-Suomen osalta kanta-arvio on noin 35 % 40 vuoden takaisesta kannan koosta. Erityisen selkeää teerikantojen lasku on ollut 1960-luvulta 1980-luvun lopulle, mutta seurattaessa kantojen muutoksia edelleen 1990-luvulle ja

nykypäivään, ne ovat olleet niin ikään laskusuunnassa. Teeren ja muiden metsäkanalintukantojen pitkäaikaisten muutosten seuraamisen Suomessa on mahdollistanut vuosittaisiin riistalaskentoihin perustuva runsausseuranta-aineisto, jota on kerätty eri riistanhoitopiirien alueilta jo vuosikymmenten ajan (Lindén 2002).

Teeren ja muiden metsäkanalintujen väheneminen on saanut aikaan mittavaa tutkimustyötä meillä ja maailmalla, sillä metsäkanalinnut ovat paitsi osa havumetsävyöhykkeen alkuperäiseläimistöä, myös hyvin arvostettuja riistaeläimiä. Tämän vuoksi niiden kantojen säilyminen elinvoimaisina alkuperäisillä levinneisyysalueillaan on tärkeää. Ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset metsäkanalintujen elinalueilla ovat lisänneet tutkimusponnistuksia lajien elinympäristövaatimusten selvittämiseksi, jotta lajeille tärkeät elinympäristöt saadaan säilytettyä (Storch 2000a, b). Teeri on muiden metsäkanalintujemme tavoin paikkalintu, joka viettää koko vuoden samalla suppeahkolla, yleensä muutaman neliökilometrin kokoisella alueella (Caizergues & McGovan 2002, Lindén 1996), joten syitä teeren kannan vaihteluihin Suomessa niin lyhyellä kuin pitkälläkin aikavälillä voidaan hakea pääasiassa paikallisella ja alueellisella tasolla.

Tehometsätalous on ilmeisesti heikentänyt muiden metsälajien tavoin myös teeren elinympäristöjä, vaikka sopivia elinympäristöjä näyttäisikin olevan tarpeeksi tarjolla. Monenlaisissa, myös metsätalouden luomissa elinympäristöissä viihtyvää teertä eivät todennäköisesti uhkaakaan suorat metsätaloudesta johtuvat muutokset, kuten alkuperäisten metsäelinympäristöjen määrän väheneminen, vaan kannanlaskun taustalla on luultavasti epäsuorasti metsien rakennemuutoksesta johtuvia tekijöitä (suoja- tai ravinto-olojen muuttuminen, muutos saalistus- tai metsästyspaineessa, jne.), jotka heikentävät aikuisten lintujen tai poikueiden elinympäristöjen laatua (mm. Helle ym. 1987, Helle & Helle 1991).

Metsien käsittelystä johtuvia, teeren poikueympäristöjä heikentäviä tekijöitä on tarkasteltu maisematason tutkimuksissa ja kiinnostuksen kohteena on ollut erityisesti predaatio- eli saalistuspaineen muutokset metsäkanalintujen lisääntymisaikana sekä se, miten elinympäristön rakenteessa tapahtuneet muutokset siihen vaikuttavat (mm. Andrén ym. 1985, Angelstam 1986, Andrén 1992, 1994, Kurki & Lindén 1995, Kurki ym. 1997, 1998, Storaas ym. 1999). Näissä tutkimuksissa on osoitettu, että teeren pesiin ja poikueisiin kohdistuva saalistus lisääntyy, kun yhtenäinen metsämaisema pirstoutuu hakkuiden ja maanviljelyn seurauksena. Kun avoimien elinympäristöjen ja reunavyöhykkeen osuudet metsämaisemassa kasvavat, lisääntyvät ns. yleispetojen kuten ketun (*Vulpes vulpes*) ja varislintujen (Corvidae) tiheydet tai petojen kyky löytää pesiä ja poikueita, jolloin niiden merkitys metsäkanalintujen saalistajina kasvaa. Ketun ja muiden yleispetojen merkitys metsäkanalintujen saalistajina on todettu useissa kokeellisissa tutkimuksissa, joissa kanalintujen pesiä ja poikasia saalistavien petojen poisto koalueelta on lisännyt poikueellisten kanojen määrää ja suurentanut pesyekokoja (mm. Marström ym. 1988, Kauhala ym. 2000).

Niin ikään voimakkaasta metsien käytöstä johtuvat kasvillisuusmuutokset ovat voineet heikentää teeren poikue-elinympäristöjen laatua saalistuspaineen lisääntymisen ohella. Elinympäristö eli habitaatti on lajin elintila, ympäristötyyppi tai erilaisten elinympäristöjen yhdistelmä, joka tarjoaa lajin populaatioille välttämättömät resurssit kuten ravinnon, suojan saalistukselta ja sopivat lisääntymisolot, jotka puolestaan määrittelevät kannan olemassaolon, eloonjäämisen ja lisääntymisen edellytykset. Elinympäristövaatimukset voivat myös vaihdella lajin elinkierron eri vaiheissa (Hanski 2007). Niinpä esimerkiksi metsäkanalintujen lisääntymisajan elinympäristö on juuri poikueille sopivien ympäristöolojen ja resurssien kokonaisuus, jossa keskeisiä tekijöitä ovat pienpoikasaikana tärkeän selkäranganravinnon määrä ja pedoilta suojaava kasvillisuus (Lindén 2002). Varpujen, ja erityisesti mustikan, on osoitettu olevan merkittävä resurssi metsäkanalintujen poikueympäristöissä, sillä mustikalla elää runsaasti

pienille poikasille elintärkeää selkäranganravintoa kuten perhosentoukkia ja hämähäkkejä, minkä lisäksi tiheet ja laajat mustikkakasvustot tarjoavat poikasille myös suojaa pedoilta (mm. Storch 1993, 1994, Baines ym. 1996, Wegge ym. 2005). Mustikka ja monet muut metsävarvut ovat kuitenkin vähentyneet Suomessa merkittävästi 40 vuodessa avohakkuiden ja voimakkaiden harvennushakkuiden seurauksena (Reinikainen ym. 2000), mikä on voinut osaltaan vaikuttaa metsäkanalintujen kantojenlaskuun poikue-elinympäristöjen heikentymisen kautta.

### 1.3. Tutkimuksen tarkoitus

Tämän tutkimuksen tarkoitus on selvittää edellä esiin nostettujen näkökulmien valossa teeripoikueiden elinympäristönkäyttöä talousmetsämailla. Eli millaisia ovat teeren poikueympäristöt ja niitä leimaavat piirteet keskisuomalaisissa talousmetsissä? Oleskelevatko teeripoikueet joissakin tietyissä elinympäristötyypeissä muita useammin vai tavataanko niitä tasaisesti kaikenlaisissa elinympäristöissä? Entä oleskelevatko poikueet mieluummin metsiköiden sisäosissa vai liikkuvatko ne aikuislintujen tavoin myös elinympäristöjen reunavyöhykkeillä? Mitkä tekijät teeripoikueiden elinympäristönkäyttöön mahdollisesti vaikuttavat? Poikueiden erilaisiin elinympäristötyyppeihin sijoittumisen lisäksi ollaan kiinnostuneita poikuehavaintopaikkojen suoja- ja ravinto-oloihin vaikuttavien kasvillisuustekijöiden, kuten varputiheyden, vaihteluista. Huomiota kiinnitetään erityisesti kenttä- ja pensaskerroksen, jonka suojissa pienet poikaset liikkuvat ja ruokailevat, ominaisuuksiin.

Tutkimuksen toinen päätavoite poikueympäristöjen kuvaamisen ohella on näiden elinympäristötyyppien selkärangatonyhteisöjen tarkastelu, sillä poikasille tarjolla olevan selkäranganravinnon määrä on suojaavan kasvillisuuden lisäksi yksi tärkeimmistä nuorten teeripoikueiden elinympäristönkäyttöä määrittävistä tekijöistä, sillä kanalintujen poikaset ovat ensimmäisten elinviikkojensa aikana riippuvaisia kasvuunsa tarvitsemastaan proteiinipitoisesta, hyvin sulavasta eläinravinnosta (Rajala 1960, Erikstad & Spidsø 1982, Park ym. 2001, Liukkonen-Anttila ym. 2001). Tutkimuksen tarkoitus onkin selvittää, miten poikasille tarjolla olevien erilaisten selkärangattomien määrät vaihtelevat erilaisissa poikueiden käyttämissä elinympäristötyypeissä ja mitkä tekijät siihen vaikuttavat. Tutkimusaineisto koostuu kokonaisuudessaan kahdesta erillisestä, mutta toisiinsa linkitettävästä osiosta eli poikue seuranta-aineistosta ja poikue ympäristöjä vastaavista elinympäristötyypeistä kerätystä selkärangan aineistosta. Poikue seuranta-aineistosta saatavaa tietoa käytetään taustana selkärangan aineiston tarkastelulle ja tehtäessä päätelmiä poikasravinnoksi saatavilla olevan selkäranganfaunan määrästä ja laadusta erityyppisissä poikue ympäristöissä.

Tässä tutkimuksessa ei pyritä selvittämään yksittäisten poikueiden tai teerinaaraiden elinympäristönvalintaa sinänsä, vaan tarkastelemaan ja kuvailemaan erilaisia muuttujia niissä ympäristöissä, joissa poikueita saatujen havaintojen perusteella esiintyy. Tutkimushypoteesina voidaan pitää, että teeripoikueiden oletetaan metsopoikueiden tavoin liikkuvan kenttäkerrokseltaan rehevissä, varpuvaltaisissa elinympäristötyypeissä kuten suometsiköissä ja puustoltaan varttuneemmissa ravinteikkaissa kangasmetsiköissä, jotka ylläpitävät runsaasti poikueille elintärkeää selkäranganravintoa, erityisesti perhostoukkia (mm. Storch 1993, 1994, Vallinkoski 2000, Wegge ym. 2005). Varpujen ja niiden ylläpitämän selkäranganfaunan merkitystä teeripoikueiden elinympäristöissä ei ole tutkittu samassa määrin kuin metson kohdalla, mutta teeripoikueiden elinympäristönkäyttöön vaikuttavat tekijät lienevät samankaltaiset kuin metsopoikueiden, sillä käyttäytymistutkimusten mukaan näiden lajien elintavat ovat varhaisessa poikuevaiheessa hyvin samantapaiset (Rajala 1962).



Tutkimuksessa ollaan kiinnostuneita poikueiden elinympäristönkäytöstä pienpoikasaikaan (poikaset alle kaksiviikkoisia), koska pienten, alle kolmeviikkoisten, ja jo varttuneempien kanalintupoikasten ravinnonkäyttö eroaa toisistaan selvästi: alle kahden viikon iässä pääosa poikasten tavoittelemista ravintokohteista on erilaisia pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuudessa piileskeleviä selkärangattomia, kuten toukkia, lentäviä hyönteisiä ja hämähäkkejä, kasviravinnon käytön ollessa hyvin vähäistä, kun taas tätä vanhempien poikasten ravinnossa kasvinosien osuus kasvaa ruuansulatuselimistön kehittyessä siten, että kuukauden ikäisillä poikasilla niiden määrä on jo eläinravinnon määrää suurempi (mm. Rajala 1960, Erikstad & Spidsø 1982, Itämies ym. 1996). Erot ravinnonkäytössä heijastuvat todennäköisesti myös siihen, millaisissa elinympäristöissä eri-ikäiset poikueet oleskelevat.

## **2. AINEISTO JA MENETELMÄT**

### **2.1. Poikueseuranta-aineiston kerääminen**

#### 2.1.1. Tutkimusalueet

Tutkimuksessa käytetty poikueseuranta-aineisto koostui vuosina 2003-05 radiolähetinseurannassa olleiden poikueellisten teerikanojen maastopaikannuspisteistä. Poikuemaat sijaitsivat Keski-Suomessa Jyväskylän maalaiskunnan, Jämsänkosken, Petäjäveden, Multian ja Keuruun kuntien alueella (alueiden tarkempi sijainti Liitteessä 1).

#### 2.1.2. Tutkimuslintujen pyynti ja merkintä

Poikueseurantaan tulevat teerikanat pyydettiin vuosittain joulukuusta maaliskuussa avosoille järjestetyiltä talviruokintapaikoilta. Teerikanat merkittiin yksilöllisin väriengaskoodein ja niille asetettiin kaulaan 15-20 gramman painoinen radiolähetin (Televilt tai Holohil), jonka odotettavissa oleva toiminta-aika oli 18-24 kuukautta, minkä todettiin riittävän lähettimen käyttöönottoa seuraavan kesän ja syksyn poikueseurantoihin ja –laskentoihin.

Kanojen paikantaminen aloitettiin jo kevätsoidintarkkailun yhteydessä huhti-toukokuun vaihteessa, jolloin soidinpaikoille hakeutuneet kanat pyrittiin tunnistamaan ja niiden paritteluajankohta huomioimaan. Tieto soidinaikaan paikalla olevista yksilöistä auttaa niiden pesimäreviirien paikantamisessa, sillä yleensä teerikanat asettuvat pesimään sen soidinpaikan läheisyyteen, jossa ne ovat käyneet parittelemassa (Alatalo julkaisematon). Soidinpaikat sijaitsivat samoilla soilla kuin merkintäpaikatkin.

#### 2.1.3. Poikueiden maastoseuranta

Kanojen varsinainen maastopaikannus pesimäreviirien selvittämiseksi aloitettiin toukokuun alussa heti kevätsoidinseurannan päätyttyä, sillä teerinaaraat aloittavat muninnan muutaman päivän kuluttua parittelusta sopivan pesimäpaikan löydettyään (Alatalo, suul. tiedonanto). Paikannus suoritettiin yleensä autoilemalla 0-5 kilometrin säteellä soidinpaikoista käyttämällä sekä auton katolle kiinnitettävää ”piiska-antennia” että käsikäyttöistä haarukkamallista Yagi-antennia (ja niihin yhteensopivaa Televilt-vastaanotinta). Yleensä teerinaaraat asettuvat pesimään lähelle sitä soidinta, jossa ne ovat käyneet parittelemassa, mutta nuoret, vuoden ikäiset naaraat voivat siirtyä lisääntymään hieman kauemmaksi (Marjakangas 2004). Tästä syystä kanoja etsittiin myös pienlentokoneesta käsin autopaikannusta laajemmalla alueella, mikä lisäsi löydettyjen lintujen määrää joka vuosi. Lentokonepaikannuksen etuna on lisäksi se, että korkeusoloiltaan vaihtelevan maaston katvekohtiin jääneet linnut löytyvät todennäköisemmin ilmasta käsin kuin maasta paikannettaessa.

Kanojen pesimäpaikkojen etsintää jatkettiin toukokuun puoliväliin, minkä jälkeen aloitettiin munapesillä käynti. Teeren pesyekoko vaihtelee yleensä 7 ja 10 välillä, ja haudontavaihe kestää 25-27 vuorokautta (Marjakangas 2004), jonka aikana jokaisella pesällä käytiin kerran selvittämässä munien kehitysvaihe. Munien kuoriutumisaikajankohda on mahdollista ennustaa vuorokauden tarkkuudella erityisellä munien kellutuskokeella (Halme julkaisematon). Kuoriutumisaikajankohdan määrittely on tärkeää, että poikueiden liikkeiden seuranta päästään aloittamaan mahdollisimman pian niiden kuoriuduttua. Teerenpoikaset ovat muiden kanalintujen tavoin pesäjättöisiä, eli ne viipyvät pesässä kuoriutumisen jälkeen vain lyhyen ajan, yleensä muutaman tunnin, jonka jälkeen ne siirtyvät emon johdattelemina aina uusille alueille kymmeniä, jopa satoja metrejä vuorokaudessa (Rajala 1960, 1962, Erikstad 1985). Poikaset myös hankkivat ravintonsa heti alun alkaen täysin itsenäisesti (Rajala 1960, 1962, Erikstad 1985, Itämies ym. 1996).

Varsinaiseen poikueseurantaan otettiin vain pesinnässään onnistuneet kanat, ja seuranta pyrittiin aloittamaan heti kuoriutumista seuraavana päivänä. Poikueiden paikantamista jatkettiin niiden ensimmäisen elinkuukauden ajan säännöllisin väliajoin siten, että paikannusten välinen aika oli vähintään 24 tuntia paikannusten keskinäisen riippuvuuden vähentämiseksi. Poikueiden telemetriaseuranta perustuu kohteen paikantamiseen maastossa ristisuuntimien avulla, jolloin kohde paikannetaan vähintään kahdesta, mutta mielellään useammasta suunnasta luotettavan paikannustuloksen saamiseksi. Vastanottimen radiosignaalin voimakkuuden vaihtelu kertoo paikantajan etäisyydestä paikannettavaan, ja poikueet pyrittiin paikantamaan aina niin, että välimatka poikueeseen jäi kaikista suunnista alle sadan metrin. Saadut paikannussuunnitmat siirrettiin edelleen kompassin avulla peruskarttalehdelle (1:20 000), jonka jälkeen kartalta laskettiin paikannuspisteiden koordinaatit niissä myöhemmin tehtäviä ympäristökuvauksia varten.

Tutkimustulosten kannalta on tärkeää, että seurannassa olleet kanat todella olivat poikueellisia, sillä poikueettomien kanojen käyttämät kesäajan elinympäristöt saattavat erota poikueiden käyttämistä elinympäristöistä esimerkiksi ravintoresursein. Seurantaan otetut kanat olivat kaikki pesinnässään onnistuneita, kun taas naaraat, joiden munapesät olivat tuhoutuneet, tai jotka olivat hylänneet pesänsä syystä tai toisesta, eivät tulleet seurannan piiriin lainkaan. Mahdollinen pesätuho havaittiin, kun pesillä käytiin muista tutkimussyistä poikasten juuri kuoriuduttua.

Kanojen poikueellisuuden toteaminen myös seurannan aikana oli välttämätöntä, sillä lentokyvottomien poikasten ja jopa kokonaisten poikueiden tuhoutuminen ensimmäisten elinviikkojen aikana on hyvin yleistä useiden tekijöiden kuten saalistuksen, epäsuotuisten sääolojen, heikon ravintolanteen ja jopa metsäoijiin hukkumisen seurauksena (Erikstad & Andersen 1983, Erikstad 1985, Park ym. 2002, Helle & Ludwig 2003, Ludwig ym. 2008). Poikueet ajettiin liikkeelle seurantajakson aikana yleensä kolmesti: ensimmäisen kerran kahden viikon ikäisenä, toisen kerran poikasten ollessa neljän viikon ikäisiä ja viimeisen kerran poikasten ollessa kahdeksan viikon ikäisiä. Poikueellisuus voitiin vielä tarkistaa toisissa ja kolmansissa laskennoissa niiden kanojen osalta, joiden poikue saattoi jostain syystä jäädä havaitsematta kahden viikon iässä tehdyissä laskennoissa. Kana katsottiin poikueelliseksi, jos sillä oli laskentahetkellä hengissä vähintään yksi poikanen. On oletettavaa, että kana käyttäytyy (hakeutuu erilaisiin elinympäristöihin) samalla tavalla riippumatta siitä, onko sillä mukanaan yksi tai useampi poikanen. Poikasten läsnäolon tai puuttumisen laskentatilanteessa huomaa helposti niiden liikehdintää ja ääntelyä seuraamalla sekä emolinnun käyttäytymisen perusteella (omat maastohavainnot).

Poikueiden paikantamista jatkettiin yleensä neljännen ikäviikon loppuun, mutta tässä tutkimuksessa otettiin huomioon vain paikannukset 14 ensimmäisen vuorokauden ajalta ensimmäisiin poikuelaskentoihin saakka ja siis vain niiden kanojen osalta, jotka olivat vielä poikueellisia näissä kahden ikäviikon laskennoissa. Siten vuosina 2003-05

seurannassa oli yhteensä 63 poikuetta. Paikannuspisteitä kertyi alle kaksiviikkoisista poikueista 411 kpl kolmen seurantavuoden aikana (vuonna 2003 211, 2004 123 ja 2005 77 havaintoa).

#### 2.1.4. Poikuepaikannuspisteiden ympäristökuvaukset

Poikueiden kuoriutumisaikajankohdista riippuen poikueiseurannat ja –laskennat päätettiin heinäkuun puoleenväliin mennessä, jonka jälkeen aloitettiin poikuepaikannuspisteissä ympäristökuvauksen tekeminen. Poikueiseurantojen ja ympäristökuvauksen teon väliin jäävän aikaviiveen ei katsottu vaikuttavan poikueympäristöjä kuvaaviin kasvillisuusmuuttujiin merkittävästi, koska kasvillisuus oli ehtinyt jo kasvaa täyteen mittaansa poikueiseurantojen alettua.

Kussakin paikannuspisteessä tehtiin viisi pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuutta määrittävää ruutua: ensimmäinen koordinaattien osoittamassa keskipisteessä ja seuraavat 15 metrin päässä keskipisteestä neljässä eri ilmansuunnassa (itä-, länsi-, pohjois- ja eteläruutu). Kenttä- ja pohjakerroksen lajien suhteelliset peittävyudet (%) arvioitiin 2x2 metrin kasvillisuusruuduissa. Kenttäkerroksessa lajilleen määritettiin tavallisimmat varvut eli mustikka, puolukka, juolukka (*V. uliginosum*), variksenmarja (*Empetrum nigrum*), suopursu (*Ledum palustre*), kanerva (*Calluna vulgaris*), suokukka (*Andromeda polifolia*) ja vaivero (*Chamaedaphne calyculata*). Ruohokasvien suhteelliset peittävyudet laskettiin yhteen, samoin heinäkasvilajien peittävyudet. Pohjakerroksesta määritettiin sammalten (kaikki lajit yhdessä), jäkälien (kaikki lajit yhdessä), karikkeen ja paljaan mineraalimaan osuudet.

Poikuehavaintopaikan puusto- ja pensasmittaukset tehtiin vain paikannuskeskipisteestä käsin. Pensaskerroksesta, jonka alarajaksi määriteltiin puoli metriä ja ylärajaksi kaksi metriä, laskettiin kaikki puuvartiset kasvit lajeittain seisten ympyrän (säde 10 m) keskellä. Mahdollisesta puustosta määritettiin lajit, niiden keskipituudet (hypsometri) ja pohjapinta-alat (relaskooppi) sekä laskettiin puuston kokonaistilavuus (m<sup>3</sup>/ha). Mitattuja muuttujia olivat myös metsikön runkotiheys hehtaarilla (kaikki yli kaksimetriset rungot 10x10 metrin alalta), latvustiheys ja ojitustilanne. Paikannuspisteen etäisyys läheiseen tiehen, metsäuraan tai avoimeen maastonkohtaan kirjattiin myös ylös. Lisäksi poikuehavainnot sijoitettiin maastossa johonkin metsikköä yleisesti kuvaavaan elinympäristöluokkaan: pelto, räme, korpi, hakkuu, taimikko, kasvatusmetsä tai varttunut kangasmetsä. Joitakin luokkia tarkennettiin puusto- ja kasvillisuusmuuttujien perusteella metsikön puuntuotannollista ja metsänhoidollista tilaa kuvaaviin kehitysluokkiin (Metla MetInfo 2007, Huikari 1995) siten, että hakkuualaksi määritettiin tuore, vielä taimeton hakkuuala (A0) ja taimikot erotettiin pieniin (T1) ja varttuneisiin (T2) taimikoihin. Kasvatusmetsäluokkaan katsottiin kuuluviksi myös puuntuotantoon kuivatetut turvemaat, jotka olivat jo pitkällä muuttuma- tai turvekangasvaiheessa. Tällöin osa rämeistä ja korvet sijoittuivat kasvatusmetsiin suoluokan asemesta. Kasvatusmetsät määritettiin edelleen nuoriksi (02) tai varttuneiksi (03) kasvatusmetsiksi (jotka kuitenkin aineiston käsittelyvaiheessa yhdistettiin luokaksi kasvatusmetsät) sekä varttuneiksi uudistuskypsiksi (04) metsiksi. Edellä mainitut tarkennukset oli perusteltua tehdä, koska kasvillisuus voi vaihdella paljon metsikön peräkkäisissäkin kehitysvaiheissa, mikä voi edelleen vaikuttaa esimerkiksi selkärangattomien määrään eri kehitysluokkien metsiköissä.

Poikuehavaintopisteitä elinympäristöluokkiin sijoitettaessa otettiin huomioon myös havaintopisteen mahdollinen reunavyöhykkeellisyys, jos piste sijaitti maastossa kahden tai useamman metsikkökuvion vaihtumisvyöhykkeessä tai metsikön ja avomaan rajalla. Poikuepaikannuspisteitä sijoittuikin vuosittain erilainen osuus erityiseen reunavyöhyke-elinympäristöluokkaan, jolloin usein valitettavasti menetettiin elinympäristöjen rajalla sijaitsevien havaintojen edustus muissa luokissa. Reunavyöhykkeellisten

yhdistelmätyyppien osapuolia ei nimittäin otettu enää huomioon muissa elinympäristöluokissa, kun paikannuspiste sijaitsi aivan kahden (elinympäristöjen suhde 50:50 tai 40:60) tai useamman elinympäristötyypin rajalla. Osassa reunavyöhykkeellisiä havaintoja toisen elinympäristön osuus paikannuspisteessä oli kuitenkin selvästi toista suurempi ( $\geq 70\%$ ), jolloin poikueen katsottiin oleskelevan suuremman osuuden kattavassa elinympäristöluokassa. Tällöin havaintopiste katsottiin kuitenkin myös reunavyöhykkeelliseksi, jolloin sama havaintopiste sijoittui siis sekä reunavyöhyke- että johonkin muuhun elinympäristöluokkaan. Tutkimuksessa käytetyt metsikön kehitysvaihetta kuvaavat luokat ja kenttälomake löytyvät liitteestä 2 ja 9.

Ympäristökuvausaineiston käsittelyä jatkettiin niin, että viidestä yksittäisestä kasvillisuusruudusta laskettiin keskiarvot kuvaamaan kunkin poikuepisteen lähiympäristön kasvillisuusolosuhteita. Alkuperäisistä muuttujista muodostettiin vielä keskiarvojen laskemisen jälkeen muutamia luokiteltuja muuttujia, joita ovat varpujen (mustikka, puolukka, juolukka, suopursu, vaivero ja suokukka) ja heinien ja ruohojen yhteispeittävyysluokat (0-33 %; matala, 34-67 %; keskiverto, >67 %; korkea peittävyys) sekä pensaiden runsausluokat (0-50, 51-100, 101-150, >150 kpl).

Poikuepisteissä tehtyjen ympäristökuvausten analysointi antaa tietoa poikueympäristöjen laadusta, ja eri kasvillisuustekijöiden tärkeys todennäköisesti vaihtelee sen mukaan, tarkastellaanko poikueiden pedoilta suojautumista vai ravinnonhankintaa. Tässä tutkimuksessa keskityttiin erityisesti selkärangattomien saatavuuteen vaikuttavien kasvillisuustekijöiden vaihteluun poikuepaikannuspisteissä predaatoriskinäkökulman jäädessä vähemmälle käsittelylle, joten tutkimus rajoitettiin poikuehavaintopaikkojen kenttä- ja pensaskerroksen rakenteen lähempään tarkasteluun, sillä lentokyvyttömät poikaset liikkuvat pääosin kenttäkerroksen korkeudella tehden luultavasti välillä lyhyitä hyppäyksiä ja pyrähdyksiä hieman ylemmäksikin, korkeintaan kuitenkin pensaskerroksen tasolle sopivia ravintokohteita tavoitellessaan.

#### 2.1.5. Satunnaispisteaineiston kerääminen

Vuonna 2003 kerättiin myös satunnaispisteaineisto neljältä tutkimusalueelta Kummunsuon, Nyrölään, Teerisuon ja Koskenpään poikueilta tarkoituksena käyttää saatua aineistoa kasvillisuusmuuttujien tarkasteluun ja vertailuun satunnaispisteiden ja havaittujen poikueympäristöjen välillä. Satunnaispisteitä tehtiin yhteensä 62 kpl (koordinaatit arvottu ennen maastotöitä). Satunnaispisteiden ympäristökuvauksissa käytettiin samaa kenttälomaketta ja samoja muuttujia kuin poikuepaikannuspisteiden inventoinneissa. Myös aineiston jatkokäsittely tehtiin samoin kuin poikueaineiston kohdalla.

## 2.2. Selkärangatonaineiston kerääminen

### 2.2.1. Tutkimusalue ja keräysympäristöt

Selkärangattomia kerättiin 10.6.-8.7.2005 Jyväskylän maalaiskunnan alueella (KKJ, 6910-6915: 3415-3420). Tänä kesäkuun alun ja heinäkuun alun välisenä aikana kaikki teeripoikueet ehtivät yleensä saavuttaa kahden viikon iän, mikä oli tutkimuksen seuranta-aika kutakin poikuetta kohden. Poikueiden kuoriutumisaikakohdissa on vaihtelua, mutta ensipeseyneiden kuoriutumiskiikki sattuu yleensä kesäkuun toiselle viikolle (omat havainnot). Pitkähkö keräysjakso (poikasten eläinravintokautta ajatellen) antaa mahdollisuuden selvittää, muuttuuko selkärangattomien määrä kesän edetessä, jolloin eri aikoina kuoriutuneet poikueet saattavat kohdata samankaltaisissakin poikasympäristöissä erilaiset ravinto-olot.

Selkärangatonnäytteiden keräystä varten valittiin kuusi elinympäristöluokkaa, ja jokaisesta luokasta valittiin vielä neljä toisistaan erillistä metsikköä. Tässä tutkimuksessa

metsiköllä tarkoitetaan metsätaloustoimien seurauksena syntynyttä, muusta ympäristöstä kasvillisuusmuuttujiltaan selvästi eroavaa kuviota. Selkärangattomien keräysympäristöt valittiin vuosien 2003 ja 2004 poikuepaikannushavaintojen perusteella, minkä lisäksi otettiin huomioon kyseisten elinympäristöjen yleisyys tutkimusalueilla ja koko Keski-Suomen metsäkeskuksen alueella (VMI 9). Näytteiden keräys keskitettiin talousmetsämaan yleisimpiin elinympäristötyyppeihin luonnontilaisten ja suojeltujen metsiköiden, korpien, lehtojen, avosoiden (nevat) sekä karuimpien metsätyyppien (karukkokankaat) jäädessä tutkimuksen ulkopuolelle niiden vähälukuisuuden vuoksi. Myös aivan tuoreet tai edelliskesän aikana päätehakatut, vielä uudistamattomat, kasvillisuudeltaan hyvin niukat hakkuualat jäivät selkärangatonkeräyksen ulkopuolelle. Poikuepaikannuspisteidenkin tarkastelussa käytetyistä elinympäristöluokista valittiin selkärangatonkeräykseen seuraavat: nuori taimikko, T1 (6,4 % metsämaasta Keski-Suomen alueella, VMI9), varttunut taimikko, T2 (15,5 %), kasvatusmetsä (02-03), kuivahko ja tuore erikseen (kasvatusmetsiä yhteensä 61 %), varttunut tuore uudistuskypsä metsä (uudistuskypsiä metsiä 14 %) ja räme (15,5 % metsätalousmaasta). Katso tarkemmat kuvaukset Liitteessä 2.

### 2.2.2. Selkärangattomien kerääminen ja käsittely

Selkärangatonnäytteet kerättiin lyöntihaavimenetelmällä (Sutherland 1996) kaikista 24 tutkimusmetsiköstä 2-3 kertaa viikossa niin, että jokaisesta metsiköistä tuli otetuksi näyte saman päivän aikana. Näytteenkeräys suoritettiin kussakin satunnaisesti valitussa pisteessä kerran keräysjakson aikana. Haaviminen tapahtui kenttäkerroksen korkeudelta eli maanpinnasta noin puolen metrin korkeudelle. Jokaisella näytteenottokerralla selkärangattomien kerääminen aloitettiin satunnaisesta keskipisteestä kaikkiin pääilmansuuntiin rauhallisesti kävellen, tehden samalla 20 edestakaista haavimisliikettä. Näin ollen yksi näyte sisältää 80 haaviniskua noin 4 x 10 metrin matkalta. Kaikki näytteet keräsi sama henkilö, ja keräykset tehtiin pääsääntöisesti klo 9-17 välisenä aikana.

Selkärangatonnäytteet kerättiin kenttäkerroksen ollessa kuiva tai korkeintaan hieman kostea. Märästä kasvillisuudesta kerättäessä näytteet eivät todennäköisesti olisi olleet edustavimmillaan eivätkä vertailukelpoisia kuivasta kasvillisuudesta kerättyjen näytteiden kanssa. Samoissa metsiköissä käytiin kullakin näytteenottokerralla eri vuorokaudenaikaan, ettei johonkin tiettyyn vuorokaudenaikaan tietyille paikoille sidottu keräysrytmi aiheuttaisi harhaa selkärangatonmääriin. Vuorokaudenajalla saattaa nimittäin olla vaikutusta joidenkin selkärangatonryhmien aktiivisuuteen ja siten esilläoloon keräysympäristöissä. Keräämisen jälkeen eläimet säilöttiin 70 % etanoliin myöhempää poimintaa ja määrittystä varten.

Selkärangattomat määritettiin ja laskettiin laboratoriossa saman vuoden syksyllä. Kaikki eläimet nilviäisiä ja mikroskooppisia maaperäeläimiä lukuun ottamatta määritettiin pääasiassa lahkotasolle (Liite 4) alan kirjallisuutta (Chinery 1986, Haimi & Päivinen 2001) ja tutkimusmikroskooppia apuna käyttäen. Joitakin ryhmiä jaettiin tai yhdisteltiin eläinten kehitysvaiheen tai niiden yhteisten ulkoisten piirteiden perusteella, koska toisiaan ulkoisesti muistuttavat selkärangattomat edustavat teeren poikasille samankaltaista ravintokohdetta taksonomisesta ryhmittelystä huolimatta. Perhosista määritettiin ja laskettiin erikseen aikuiset ja toukkavaiheen yksilöt, samoin pistiäisistä ja kaksisiipisistä sekä kovakuoriaisista. Aikuiset lentävät pistiäiset ja kaksisiipiset yhdistettiin yhdeksi ryhmäksi, samoin hämähäkit ja lukit.

Määrittelyn jälkeen näytteiden annettiin kuivua huoneenlämmössä ilman kantta 10 vuorokautta, jonka jälkeen kuivuneet näytteet pussitettiin ja niitä kuivattiin vielä uunissa +85°C lämpötilassa kuusi tuntia, jolloin viimeinenkin näytteisiin sitoutunut kosteus poistui. Näytteet punnittiin tutkimusvaakalla (tarkkuus 0,001 g) välittömästi uunista ottamisen jälkeen todellisen kuivapainon toteamiseksi.

Tutkimuksessa tarkemmin tarkasteltavat yksittäiset selkärangatonryhmät valittiin kanalitupoikueiden ravinnonkäyttötutkimusten (mm. Rajala 1960, Erikstad & Spidsø 1982, Hill 1985, Itämies ym. 1996, Park ym. 2001) ja niiden näytteissä esiintymisrunsauden perusteella (harvakseltaan esiintyvät ryhmät, kuten luteet ja suorasiipiset, jätettiin tarkastelun ulkopuolelle). Niinpä analyysiin valittiin seuraavat ryhmät: toukat, hämähäkit ja lukit (yhdessä), aikuiset kaksisiipiset ja pistiäiset (yhdessä) sekä kovakuoriaiset. Lisäksi selkärangattomien kokonaismääriä kussakin elinympäristötyypissä kuvaamaan mitattiin kokonaiskuivapainot ja laskettiin kokonaisuusilömäärät (joissa mukana kaikki määritetyt ryhmät, myös luteet ja suorasiipiset).

### 2.2.3. Selkärangatonkeräyspaikkojen ympäristökuvaukset

Selkärangattomien keräysympäristöjen kuvauksissa käytetyt kenttälomakkeet ja muuttujat ovat samat kuin poikueympäristöjen paikannuspisteiden ympäristökuvausten tekemisessä käytetyt. Tutkimusmetsiköiden kehitysluokat ovat niin ikään samat, mutta niitä kuitenkin tarkennettiin kasvatusmetsien osalta määreellä tuore tai kuivahko metsä niiden pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden perusteella. Ympäristökuvauslomakkeita täytettiin kolme kutakin tutkimusmetsikköä kohden, minkä katsottiin riittävän kuvaamaan tutkimusmetsiköiden kasvillisuusoloja. Alkuperäisistä muuttujien arvoista laskettiin edelleen metsikkökohtaiset keskiarvot, ja joistakin jatkuvista muuttujista tehtiin luokiteltuja aivan vastaavalla tavalla kuin poikuehavaintoaineiston kohdalla. On tärkeää, että kasvillisuutta kuvaavat parametrit ovat samat peilattaessa myöhemmin selkärangatonkeräys- ja poikueympäristöjä toisiinsa.

## 2.3. Aineiston tilastollinen käsittely

Seuraavassa mainittujen analyysimenetelmien valinnassa ja kuvaamisessa käytettiin apuna Rannan ym. (1999) teosta *Biometria, tilastotiedettä ekologeille* sekä Högmanderin ym. (2003) tilastomenetelmien jatkokurssin opetusmonistetta. Aineiston tilastollisessa analysoinnissa käytettiin SPSS- ohjelmaa (14.0 for Windows).

Poikueaineiston tarkastelussa (poikuehavaintojen, 411 kpl, elinympäristöluokkiin ja kasvillisuuden eri runsausluokkiin jakautuminen) käytettiin frekvenssiaineistolle sopivaa  $\chi^2$ - yhteensopivuustestiä. Tutkimuksessa testattiin kaikkien tarkastelujen suhteen nollahypoteesia ”luokkien välillä ei merkitseviä eroja havaintojen määrässä eli kaikissa luokissa yhtä paljon havaintoja” (tasajakaumaoletus).  $\chi^2$ - testi havaitsee nollahypoteesin mukaisen odotusjakauman ja havaitun empiirisen jakauman toisistaan poikkeavuuden. Testin käyttöedellytysten, jotka toteutuivat aineistossa, mukaan korkeintaan 20% odotetuista frekvensseistä saa olla alle 5 ja kaikkien odotettujen frekvenssien tulee olla yli 1. Lisäksi paikannusten keskinäisen riippuvuuden vähentämiseksi poikuekohtainen paikannushavaintojen välinen aika oli vähintään 24 tuntia.  $\chi^2$ - yhteensopivuustestiä käytettiin myös vuoden 2003 poikuepisteiden ja satunnaispisteiden, 62 kpl, välisten erojen tarkasteluun havaintojen eri kasvillisuusmuuttujien runsausluokkiin jakautumisen osalta. Tässä tapauksessa testattiin nollahypoteesiä ”Poikuehavainto- ja satunnaispistejakaumissa ei eroa”.

Poikuehavainto- ja selkärangatonaineistoja ei valitettavasti voitu tarkastella yhdessä poikuepisteiden ja selkärangatonkeräyspaikkojen ollessa erit. Näin ollen jouduttiin tyytymään selkärangatonmäärien vaihtelun tutkimiseen eri elinympäristötyypeissä poikueaineistosta irrallaan. Selkärangatonmäärien vaihtelua eri elinympäristötyypeissä selvitettiin parametrillisella yksisuuntaisella varianssianalyysillä (F-testi) tai vastaavalla ei-parametrisella Kruskal-Wallislin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (H-testi). Tutkimuksessa testattiin nollahypoteesejä ”elinympäristötyyppien välillä ei merkitseviä

eroja selkärangatonkuivapainoissa tai –yksilömäärissä”. Kyseessä olivat siis usean populaation vertailut, johon em. testit sopivat hyvin. Parametriin keskiarvo-testeihin liittyy usein voimakkaita populaation jakauman muotoa koskevia oletuksia (verrattavat populaatiot normaalijakautuneita ja niiden varianssit yhtä suuria, minkä lisäksi havaintojen oltava toisistaan riippumattomia), joten kaikkien tarkasteltavien selkärangatonmuuttujien (ryhmien) testintekodellytykset tarkastettiin erikseen. Varianssien yhtäsuuruutta tarkasteltiin Levenen testillä, ja normalisuus todettiin Kolmogorov-Smirnov-normaalisuustestillä (näytekoiko yli 50) sekä tarkastelemalla muuttujien lineaarisuus- ja histogrammikuvaajia. Selkärangatonaineiston ei todettu olevan minkään selkärangatonmuuttujan osalta normaalisti jakautunut, joten niille kaikille tehtiin logaritmi-muunnokset ( $\log X+1$ ) aineiston normalisoimiseksi ja aineistossa olevien nolla-arvojen poistamiseksi, jolloin muuttujien jakaumaoletukset saatiin paremmin paikkansa pitäviksi. Kussakin kuudessa (6) elinympäristöluokassa näytteet kerättiin neljästä (4) toisistaan erillisestä metsiköstä (jokaisesta elinympäristöluokasta siis neljä toistoa) satunnaisista keräyspisteistä siten, että selkärangatonnäyte kerättiin vain kerran samassa pisteessä havaintojen riippumattomuuden huomioimiseksi. Elinympäristöluokista kertyi keräysjakson aikana hieman eri määrä havaintoja (nuori taimikko  $n=38$ , vartt. taimikko  $n=39$ , kuivahko kasv. metsä  $n=39$ , tuore kasv. metsä  $n=37$ , uudistusk. metsä  $n=36$  ja räme  $n=40$ ), mutta aineiston lievä epätasapainoisuus ei ole este varianssianalyysien tekemiselle (Ranta ym. 1999).

Muunnosten jälkeen joillekin selkärangatonmuuttujille voitiin tehdä parametrillinen varianssianalyysi, mutta oletusten edelleen rikkoutuessa käytettiin Kruskal-Wallisn havaintojen järjestyslukuihin perustuvaa testiä, jonka oletukset muuttujien jakaumista ovat vähäisiä (Ranta ym. 1999). Jokaisen selkärangatonmuuttujan vaihtelu eri elinympäristötyyppien välillä testattiin erikseen siten, että riippuvana muuttujana oli aina kulloinkin tarkasteltava selkärangatonryhmä ja riippumattomana muuttujana elinympäristöluokat. Molempien varianssianalyysien suuret testisuureen arvot kertovat vain sen, että ryhmien keskiarvojen tai keskilukujen välillä on eroja, mutta ei tarkemmin sitä, minkä ryhmien välillä on eroja. Joten jos elinympäristöluokkien välillä havaittiin merkitseviä eroja, niitä tarkasteltiin tarkemmin käyttäen parametrillisiä monivertailuja (Tukey) tai ei-parametrillisiä parittaisia vertailuja (kahden riippumattoman populaation vertailu; Mannin-Whitneyn U-testi), jotka perustuvat elinympäristötyyppien kahdenvälisiin selkärangatonmäärien vertaamiseen. Tutkimuksessa haluttiin myös selvittää, vaikuttaako keräysajankohta selkärangatonmääriin, joten koko selkärangatonkeräysjakson havainnot jaettiin viidelle kesä-heinäkuun viikolle (viikot 23, 24, 25, 26 ja 27 vuonna 2005). Nollahypoteesin ”keräysviikkojen välillä ei ole eroja selkärangatonmäärissä” testaaminen hoidettiin Kruskal-Wallisn varianssianalyysillä. Viikkoaineisto ei ollut aivan tasapainoinen, sillä eri keräysviikoille kertyi eri määrä havaintoja (viikko23  $n=28$ , viikko24  $n=48$ , viikko25  $n=57$ , viikko26  $n=48$  ja viikko27  $n=48$ ).

Lisäksi tutkimuksessa haluttiin selvittää mahdollisia kiinnostavia selkärangaton- ja kasvillisuusmuuttujien välisiä yhteyksiä ja riippuvuussuhteita. Nollahypoteesit tutkimuksen lähtökohtana olettavat, että ”selkärangatonmuuttujien ja tarkasteltavien kasvillisuusmuuttujien välillä ei ole minkäänlaisia yhteyksiä tai riippuvuussuhteita”. Nollahypoteesien paikkansapitävyyksiä selviteltiin sekä korrelaatiotarkasteluilla että regressioanalyysin avulla. Korrelaatiotarkasteluissa päädyttiin käyttämään parametrillistä Spearmanin järjestyslukuihin perustuvaa korrelaatiokerrointa parametrillisen Pearsonin asemesta, sillä tarkasteltavien muuttujien yhteisjakaumien normalisuusoletukset eivät täyttyneet. Korrelaatiotarkastelussa ei tehdä vielä jakoa riippuviin ja riippumattomiin muuttujiin, vaan korrelaatiotarkastelujen avulla nähdään vasta muuttujien välisen yhteyden voimakkuus ja suunta (Ranta ym. 1999). Regressionanalyysi antaa

korrelaatiotarkasteluihin nähden lisää tietoa muuttujien välisistä riippuvuussuhteista: regressionanalyysin avulla pyritään ilmaisemaan yhden tai useamman riippumattoman, selittävän muuttujan (tässä kasvillisuustekijät) vaikutus riippuvaan muuttujaan eli vastemuuttujaan (tässä yksittäiset selkärangatonryhmät). Eli pystytään selvittämään, missä määrin selittävät muuttujat vaikuttavat riippuvan vastemuuttujan arvoihin (Ranta ym. 1999).

Regressioanalyysin tekoa varten tarkastettiin kaikkien kyseeseen tulevien muuttujien välisiä mahdollisia riippuvuussuhteita korrelaatiotarkastelujen avulla, joiden perusteella analyysiin valittiin lopulliset, keskenään korreloimattomat muuttujat (vain toinen saman ilmiön selittäjä tarpeen). Regressiomallin tavoitteena on mahdollisimman selkeästi ilmaista riippuvuussuhteita muuttujien välillä, minkä vuoksi kovin monien selittävien muuttujien mukaanotto ei ole mielekästä (Ranta ym. 1999). Selittäville (kokonaispeittävyiksi ilmaiseville kasvillisuusmuuttujille) jouduttiin tekemään ennen regressiomallien sovittamista arcsin-muunnokset aineiston lineaarisoinniseksi. Regressionanalyysi, tarkemmin ottaen sekä eteen että taaksepäin askeltavat regressioanalyysit, suoritettiin jokaiselle selkärangatonryhmälle erikseen, mutta samoilla selittävillä muuttujilla. Eteenpäin askeltavassa regressioanalyysissä malliin tuodaan selittävät muuttujat mukaan siinä järjestyksessä, että ne kasvattavat selitysastetta,  $R^2$ , mahdollisimman paljon, kunnes se ei enää muuttujia lisäämällä parane. Taaksepäin askeltavassa regressioanalyysissä taas aineistoon sisällytetään aluksi kaikki selittävät muuttujat sisältävä malli, josta lähdetään sitten poistamaan selittäjiä yksi kerrallaan siten, että jäljelle jäävät korkeimman selitysasteen tarjoavat muuttujat. Molemmat analyysit tuottivat saman lopputuloksen. Regressiomallien sopivuutta aineistoon (lineaarisuus, varianssi- ja normaalisuusoletusten toteutuminen, havaintojen riippumattomuus) tarkasteltiin jäännösten avulla.

Selkärangatonaineistosta piirrettyjä viiksilaatikkokuvaajia (boxplot) tulkittaessa on huomioitava, että ”laatikkoon” sisältyy 50 % havainnoista, ja että laatikon sisällä mustalla vaakaviivalla erotetaan mediaani (järjestyslukutestiä käytettäessä) tai keskiarvo (keskiarvotestiä käytettäessä). Laatikon yläosa mediaanin tai keskiarvon yläpuolella on yläkvartiili ja alaosa alakvartiili. Niin sanotut outlier- eli ulkopuoliset havainnot (poikkeavat enemmän kuin 1,5 kertaa laatikon leveyden verran yläkvartiilista) on merkitty kuviin ympyröillä ja tähdillä (ulkopuolisten havaintojen yhteydessä on lisäksi näkyvissä havainnon aineistonnumero). Mustat pystyviivat, kuvaajien ”viikset” kattavat yl. 95% havaintoarvoista.

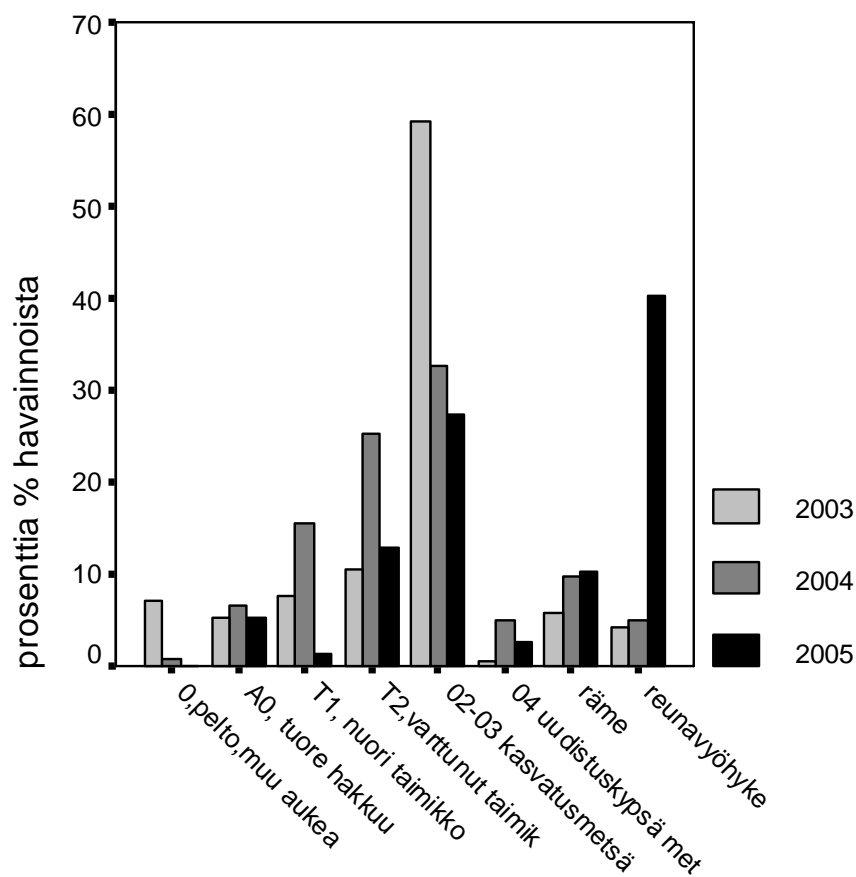
### 3. TULOKSET

#### 3.1. Pienpoikasajan elinympäristöt

##### 3.1.1. Poikueiden esiintyminen eri elinympäristöluokissa

Poikuehavaintopisteet eivät jakautuneet yhtenäkkään seurantavuotena tasaisesti eri elinympäristöluokkiin (2003:  $\chi^2=231,2$ ,  $n=211$ ,  $P<0,001$ , 2004:  $\chi^2=85,3$ ,  $n=123$ ,  $p<0,001$  ja 2005:  $\chi^2=67,3$ ,  $n=77$ ,  $p<0,001$ ), vaan poikueet hakeutuivat joihinkin tiettyihin elinympäristötöyppyeihin (taimikot, kasvatusmetsät, reunavyöhyke) muita useammin. Kuvassa 1 on havainnollistettu poikuepaikannuspisteiden sijoittumista eri elinympäristötöyppyeihin rinnakkaisina vuosina. Taulukossa 1 näkyvät eri seurantavuosien tarkemmat poikuepisteiden lukumäärät ja suhteelliset osuudet eri elinympäristöluokissa sekä ko. elinympäristötöyppien osuudet Keski-Suomen metsäkeskuksen alueella (suometsien osuudet tarkasteltu VMI- tilastoissa kivennäismetsämaista erillään, minkä vuoksi taulukkoon ei ole merkitty elinympäristötöyppien yhteisösuutta).





Kuva 1. Poikuehavaintojen jakaantuminen eri elinympäristötyyppeihin vuosina 2003-05.

Taulukko 1. Poikuepaikannushavaintojen lukumäärät ja suhteelliset osuudet eri elinympäristötyypeissä vuosina 2003-05 sekä ko. elinympäristötyyppien osuudet Keski-Suomen metsäkeskuksen alueella (VMI9).

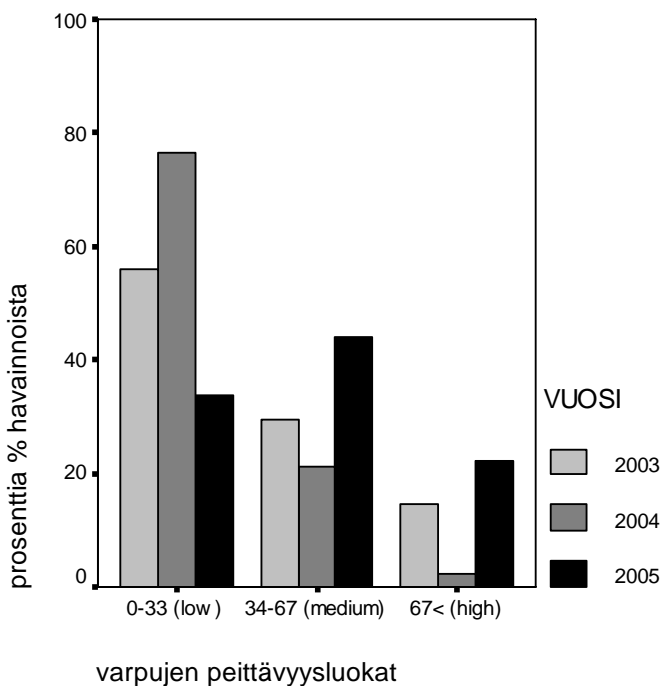
Elinympäristöluokka	2003		2004		2005		VMI9
	n	%-osuus	n	%-osuus	n	%-osuus	
Pelto tai muu aukea	15	7,1	1	0,8	0	0	-
Tuore hakkuu, A0	11	5,2	8	6,5	4	5,2	1,7
Nuori taimikko, T1	16	7,6	19	15,4	1	1,3	6,4
Varttunut taimikko, T2	22	10,4	31	25,2	10	13,0	15,5
Kasvatusmetsä, 02-03	125	59,2	40	32,5	21	27,3	61,1
Uudistusk. metsä, 04	1	0,5	6	4,9	2	2,6	14,0
Räme	12	5,7	12	9,8	8	10,4	15,5
Reunavyöhyke	9	4,3	6	4,9	31	40,3	-
Yhteensä	211	100	123	100	77	100	-

Eniten poikuehavaintoja kertyi nuoriin tai keski-ikäisiin, puustoisiin metsän kehitysvaiheisiin; 10-25 % vuosittaisista havainnoista sijoittui varttuneisiin taimikoihin (T2) ja 25-60 % havainnoista eri-ikäisiin kasvatusmetsiin (02-03). Lisäksi vuonna 2005 huomattavan suuri osa havainnoista, 40 %, sijoittui reunavyöhykeympäristöihin. Muina vuosina reunavyöhykehavaintojen osuus jäi alle viiden prosentin.

Teeripoikueet eivät näyttäneet oleskelevan mielellään kovin avonaisissa elinympäristöissä kuten pelloilla (0) tai tuoreilla hakkuilla (A0) näiden elinympäristöjen suhteellisten osuuksien jäädessä vuosittain 0-7 prosenttiin. Myöskään varttuneet tai uudistuskypsät metsiköt (04) eivät kuuluneet poikueiden suosikkiympäristöihin yhtenäkin tarkkailuvuonna, vaan niiden osuudet jäivät jopa pienemmiksi kuin avoimimpien elinympäristötyyppien. Erilaisille rämeille sijoittui noin kymmenesosa havainnoista vuosittain, ja nuorten taimikoiden (T1) käyttö on samaa luokkaa rämeiden kanssa. Havaittujen elinympäristöjen osuudet näyttävät jokseenkin seurailevan ko. elinympäristöjen osuuksia Keski-Suomen metsäkeskuksen alueen metsämailla (ks. Taulukko 1) uudistuskypsien metsien osuuksia lukuun ottamatta, joita poikueiden elinpiireillä oli selvästi vähemmän kuin maisemassa yleensä.

### 3.1.2. Tärkeimpien kasvillisuusmuuttujien esiintyminen poikueympäristöissä

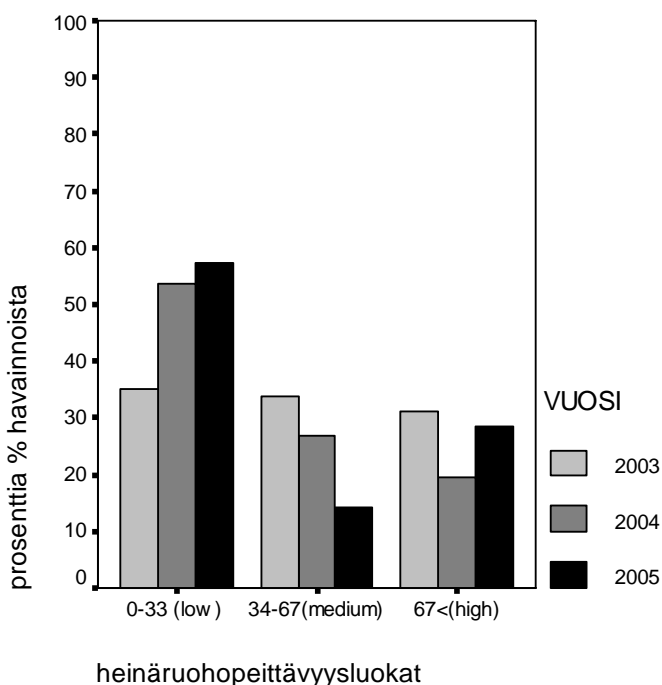
Tarkasteltaessa kaikkien seurantavuosien paikannuspisteitä yhdessä havaittiin, että suurimmassa osassa poikuepaikannuspisteitä, eli 58 %:ssa havainnoista, varpupeittävyys oli matala (0-33 %). Varpupeittävyys oli keskinkertainen (34-67 %) 30 %:ssa havainnoista ja korkea (yli 67 %) vain 12 %:ssa paikannuspisteistä. Varpupeittävyuden vaihtelu näyttää jakautuneen eri peittävyysluokkiin samankaltaisesti rinnakkaisina seurantavuosina (Kuva 2), niin että matalan varpupeittävyuden luokassa on poikuehavaintoja eniten. Tosin vuonna 2005 havainnot jakaantuivat muita vuosia tasaisemmin eri peittävyysluokkien kesken. Kasvuudoltaan varpujen kaltaisen kanervan peittävyuden lisääminen varpupeittävyteen lisäsi keskinkertaisen tai korkean peittävyuden havainto-osuuksia poikuepaikannuspisteissä (kaikki vuodet yhdessä) 31 %:iin ja 15 %:iin.



Kuva 2. Poikuehavaintopisteiden jakautuminen eri varpupeittävyysluokkiin vuosina 2003-05.

Eri elinympäristötyyppikohtaisten frekvenssitarkastelujen perusteella mustikan tai muiden metsä- tai suovarpujen suhteelliset osuudet eivät ole kaikissa elinympäristöluokissa yhtä korkeat, vaan voivat vaihdella poikueiden suosimissa eri-ikäisissä taimikoissa lähes nolosta tuoreiden kasvatusmetsien ja rämeiden lähes sataan peittävyysprosenttiin. Varpupeittävydessä eri vuosina havaittava vaihtelu heijasteleekin vuosien välillä havaittavaa vaihtelua paikannuspisteiden jakautumisessa eri elinympäristötyyppisiin. Esimerkiksi vuonna 2004 iso osa poikuehavainnoista sijoittui eri-ikäisiin taimikoihin (Kuva 1, Taulukko 1), joissa varpupeittävyys on yleisesti matala (Liite 3 ja 5).

Matalan varpupeittävyden elinympäristöissä eli hakkuualoilla ja muilla avoimilla elinympäristötyypeillä sekä eri-ikäisissä taimikoissa ja usein myös nuorissa kuivahkoissa kasvatusmetsissä varpujen puutetta korvaa yleisimmin runsas heinä- ja ruohokasvillisuus, joiden yhteenlasketut peittävydet voivat näissä varhaisissa metsikön kehitysluokissa nousta paikoitellen yli sataan prosenttiin (Liite 3 ja 5). Suurimmassa osassa kaikista poikuepaikannuspisteistä, 45 %:ssa havainnoista, ruoho- ja heinäpeittävyys oli varpupeittävyden tavoin matala. Heinä- ja ruohopeittävyys oli keskinkertainen tai korkea 28 %:ssa ja 27 %:ssa havaintopisteistä. Poikuepaikannushavaintojen heinä- ja ruohopeittävydet näyttävät jakautuneen rinnakkaisina seurantavuosina eri peittävyysluokkiin samankaltaisesti (havaintoja eniten matalan peittävyden luokassa), mutta tasaisemmin kuin varpupeittävyden kohdalla (Kuva 3).

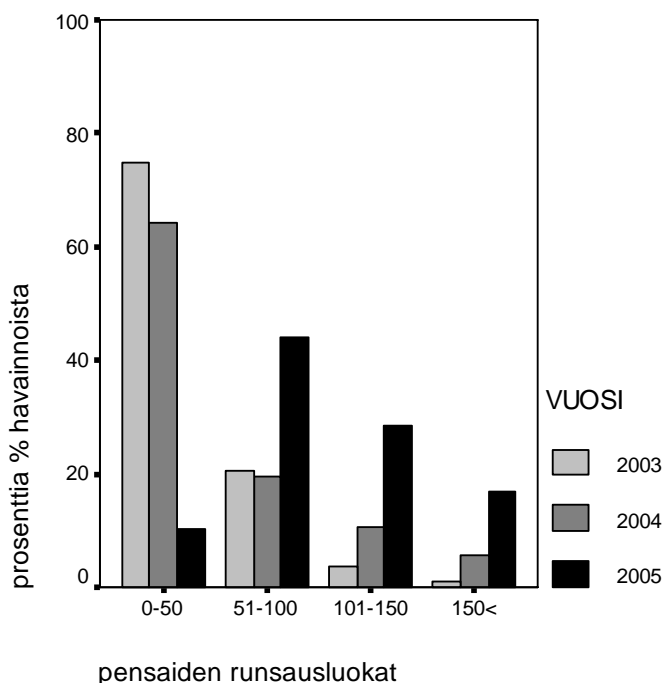


Kuva 3. Poikuehavaintopisteiden jakautuminen eri heinä- ja ruohopeittävyysluokkiin vuosina 2003-2005.

Vaikka yksittäiset poikuepaikannuspisteet näyttivätkin sijoittuvan useimmin matalan peittävyden luokkiin sekä varpu- että heinä- ja ruohopeittävyden suhteen, kenttäkerroksen kaikkien lajien (varvut, kanerva, variksenmarja, heinät, ruohot) yhteispeittävyys on poikuepaikannuspisteissä kuitenkin huomattavasti useammin tiheä ja yhtenäinen kuin harva ja aukkoinen: yhteispeittävyys oli korkea 71 %:ssa havaintopisteistä (kaikki vuodet yhdessä), keskinkertainen 24 %:ssa ja matala vain 5 %:ssa havaintoja.

Poikueiden oleskelualueilla kenttäkerroksen kehittyneisyys on siis tärkeää; siellä missä varpuja on vähän, on paljon heinä- ja ruohokasvillisuutta ja päinvastoin.

Erilaisten pensaiden määrä (havu- ja lehtipensaat yhdessä) poikuepaikannuspisteiden välittömässä lähiympäristössä (10 metrin säteellä) vaihteli yleisimmin välillä 0-50 (60 % kaikista havainnoista) ja 50-100 (25 % havainnoista) Vain 15 % havaintopisteistä pensaiden määrä oli sataa suurempi. Pensaiden määrissä näyttää olevan vuosien välillä enemmän vaihtelua kuin kenttäkerroksen varpu- tai heinä-ruohopeittävyyksissä. Vuonna 2005 havaintoja esiintyi muita vuosia enemmän korkeampien pensastiheyksien luokissa (Kuva 4), mikä johtuu todennäköisesti siitä, että vuonna 2005 hyvin suuri osa poikuehavainnoista sijoittui reunavyöhyke- elinympäristöluokkaan, jossa pensaiden määrä on keskimäärin muita elinympäristöluokkia suurempi (Liite 3).



Kuva 4. Pensaiden esiintymisrunsaus poikuehavaintopisteissä vuosina 2003-05.

Pensaiden määrä oli suurimmillaan varhaisen kehitysvaiheen elinympäristötyypeissä, erityisesti nuorissa ja varttuneissa taimikoissa, (joissa lehtipuuharvennusta ei ole vielä tehty), mutta pensaita esiintyi melko runsaasti myös eri ikäisissä kasvatusmetsissä. Selvästi vähiten pensaita esiintyi uudistuskypsissä metsiköissä (Liite 3 ja 5), mikä johtunee niiden usein hyvin suuresta latvuspeittävydestä. Samasta syystä myös kenttäkerros on ikääntyneissä metsissä usein aukkoinen ja vähälajinen.

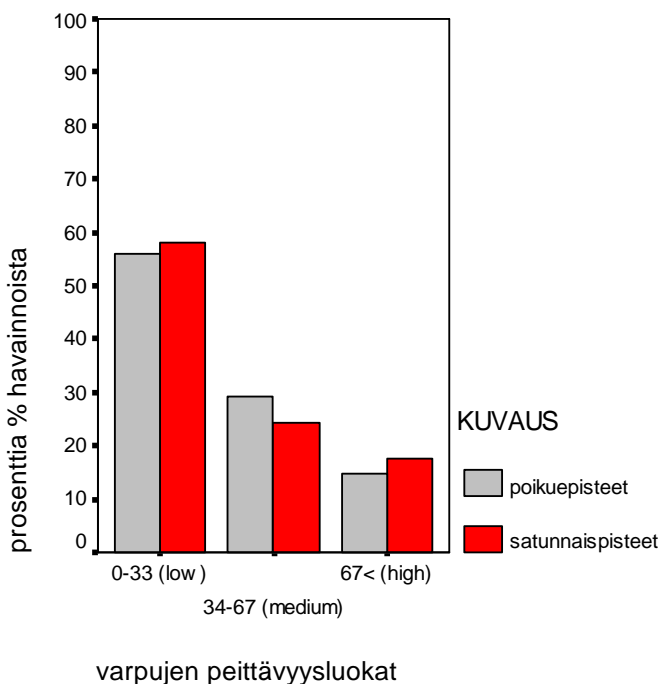
Reunavyöhykkeessä sijaitsevat poikuepaikannuspisteet (n=46 vuosina 2003-05) muodostavat mielenkiintoisen havaintojoukon, joten kasvillisuusmuuttujen tarkastelu tehtiin niissä vielä erikseen (kaikki vuodet yhdessä). Frekvenssitarkastelujen mukaan varpupeittävyys vaihtelivat yleisimmin matalan ja keskinkertaisen peittävyuden välillä (58 % ja 32 % havainnoista). Heiniä ja ruohojen peittävyys reunavyöhykkeellisissä havainnoissa oli useimmiten joko matala tai korkea (47 % ja 30 % havainnoista). Pensaiden määrä oli useimmiten välillä 0-50 (49 % havainnoista) ja 51-100 (30 % havainnoista). 21 % havainnoista sijoittui 101-150 pensaan luokkaan. Reunavyöhykehavaintojen sijoittuminen eri peittävyysluokkiin kaikkien tarkasteltujen kasvillisuusmuuttujen kohdalla

on siis muuten hyvin samankaltaista metsiköiden sisäosien havaintojen kanssa, mutta pensaita esiintyy reunavyöhykeympäristöissä hieman runsaammin.

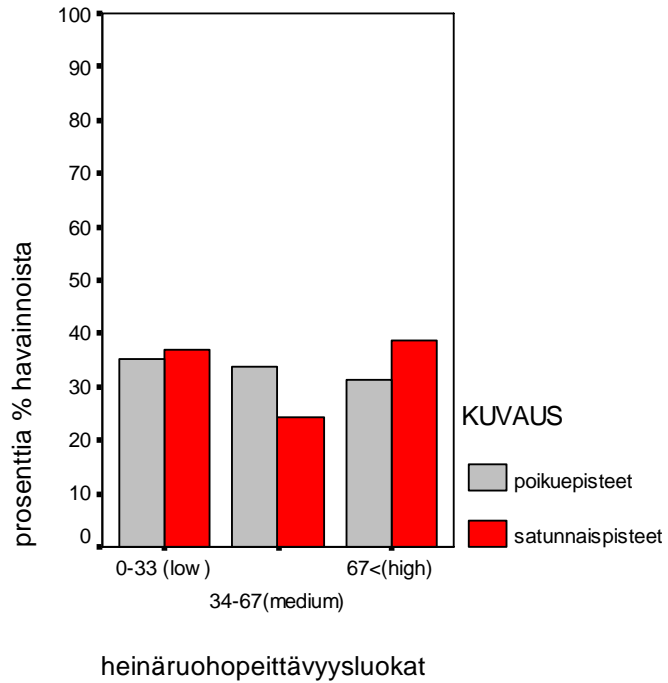
### 3.1.3. Tärkeimpien kasvillisuusmuuttujien vaihtelu poikue- ja satunnaispisteiden välillä

Edellä tarkasteltiin tärkeimpien kenttä- ja pensaskerroksen muuttujien vaihtelua havaituissa poikuepaikannuspisteissä, johon voi vaikuttaa näiden muuttujien vaihtelu (saatavuus) poikueiden elinpiirillä. Niinpä tätä kenttä- ja pensaskerroskasvillisuuden tarjontaa poikueiden käyttämällä alueilla tarkasteltiin vuonna 2003 poikuemailta kerätyn satunnaispisteaineiston (62 havaintoa) avulla. Frekvenssitarkastelujen mukaan satunnaispisteet jakautuivat eri varpupeittävyysluokkiin siten, että suurin osa havainnoista, 58 %, sijoittui matalan peittävyuden luokkaan, ja 24 % ja 18 % havainnoista keskinkertaisen ja matalan varpupeittävyuden luokkiin. Heinien ja ruohojen peittävyys satunnaispisteissä oli useimmin joko matala tai korkea (37 % ja 38 % havainnoista). Pensaiden määrä oli välillä 0-50 lähes kaikissa eli 97 %:ssa havaintoja.

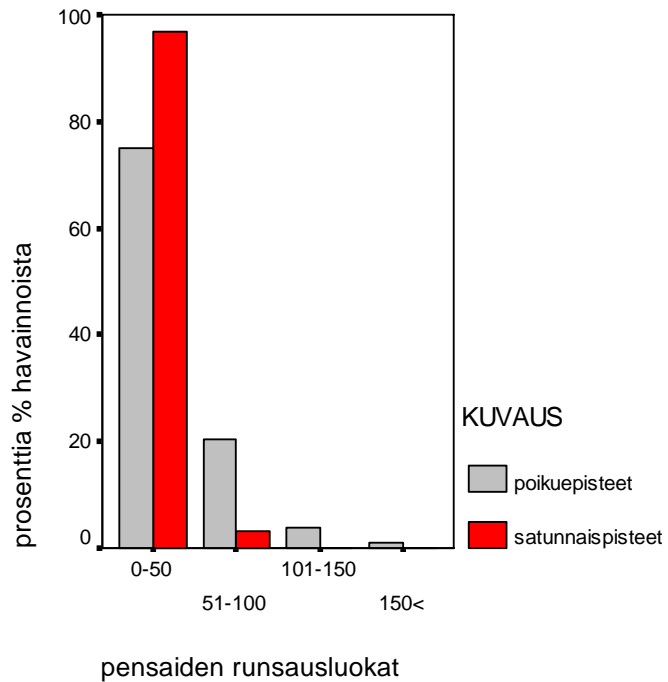
Vertailtaessa vuoden 2003 poikuepaikannuspisteiden kasvillisuusmuuttujien vaihtelua satunnaispisteiden vastaaviin havaittiin, että molempien havaintojoukkojen pisteiden jakautuminen kasvillisuuden eri peittävyys- ja runsausluokkiin vastasi toisiaan melko tarkasti varpu- ja heinä- ja ruohopeittävyyksien osalta, eikä merkitseviä eroja havaintojoukkojen välillä esiintynyt ( $\chi^2=0,780$ ,  $df=2$ ,  $p=0,677$  ja  $\chi^2=2,694$ ,  $df=2$ ,  $p=0,260$ ) (Kuvat 5 ja 6). Pensaiden määrässä havaittiin merkitsevää vaihtelua havaintojoukkojen välillä ( $\chi^2=35,400$ ,  $df=3$ ,  $p<0,001$ ) siten, että poikuehavaintopaikoissa pensaita esiintyi satunnaispisteitä runsaammin (Kuva 7).



Kuva 5. Varpupeittävyuden vaihtelu poikue- ja satunnaispisteissä vuonna 2003.



Kuva 6. Heinä- ja ruohopeittävyuden vaihtelu poikue- ja satunnaispisteissä vuonna 2003.

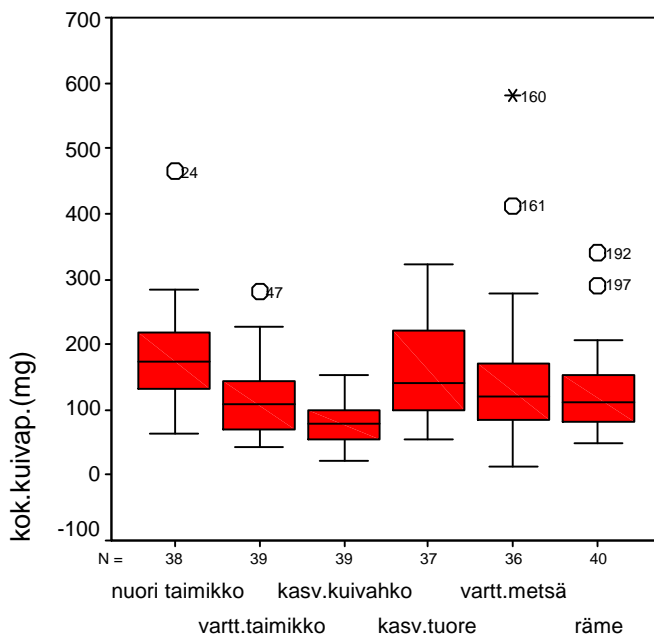


Kuva 7. Pensaiden runsauden vaihtelu poikue- ja satunnaispisteissä vuonna 2003.

### 3.2. Selkärangatonfaunan määrä ja laatu poikue-elinympäristötyypeissä

#### 3.2.1. Selkärangatonmäärien vaihtelu eri elinympäristötyyppien välillä

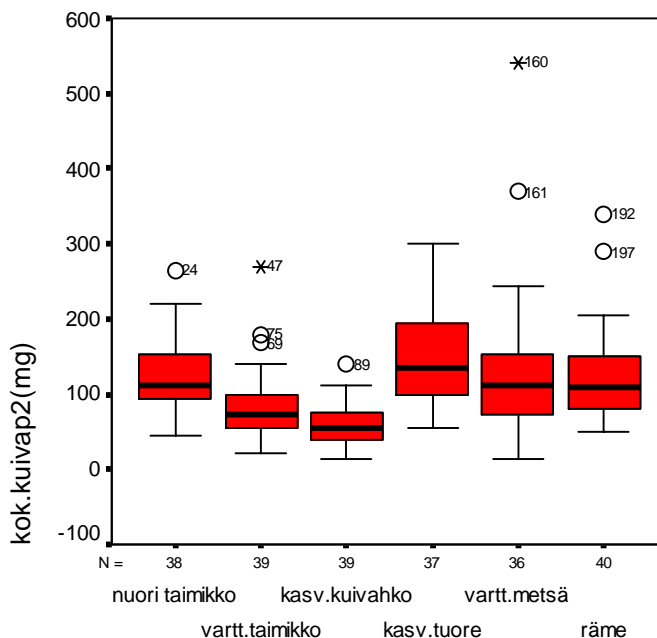
Selkärangattomien kokonaiskuivapainoissa, joissa on mukana kaikki kerätyt selkärangatonryhmät (kok.kuivap.), oli tilastollisesti merkitseviä eroja eri selkärangatonkeräysympäristöjen välillä ( $n=229$ ,  $F=14,476$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 8).



Kuva 8. Selkärangattomien kokonaiskuivapainot (kaikki ryhmät yhdessä) eri elinympäristöluokissa.

Monivertailujen (Tukey) perusteella selvisi, että nuori taimikko eroaa merkitsevästi muista elinympäristöluokista paitsi tuoreesta kasvatusmetsästä. Selkärangattomien kokonaiskuivapainot olivat näissä molemmissa muita luokkia suuremmat. Lisäksi kuivahko kasvatusmetsä erosi muista elinympäristöluokista merkitsevästi kokonaiskuivapainojen ollessa ko. luokassa vähäisemmät. Varttuneen taimikon, varttuneen metsän ja rämeen selkärangatonmäärät eivät eronneet merkitsevästi toisistaan kokonaiskuivapainojen suhteen. Eri elinympäristöluokkien väliset merkitsevät erot selkärangattomien kokonaismääriä kuvaavien muuttujien suhteen on esitetty Liitteessä 6.

Elinympäristöluokkien välisiä eroja tarkasteltiin myös poistamalla kokonaiskuivapainoista ne selkärangatonryhmät, joita poikueiden ei arveltu käyttävän ravinnokseen niiden hankalan saavutettavuuden takia. Havaittiin, että myös niiden kuivapainojen osalta, joissa ei ole mukana yhtäläisimpiä eikä hyppyhäntäisiä (kuivap2), elinympäristöluokkien välillä oli merkitseviä eroja ( $n=229$ ,  $F=17,299$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 9).

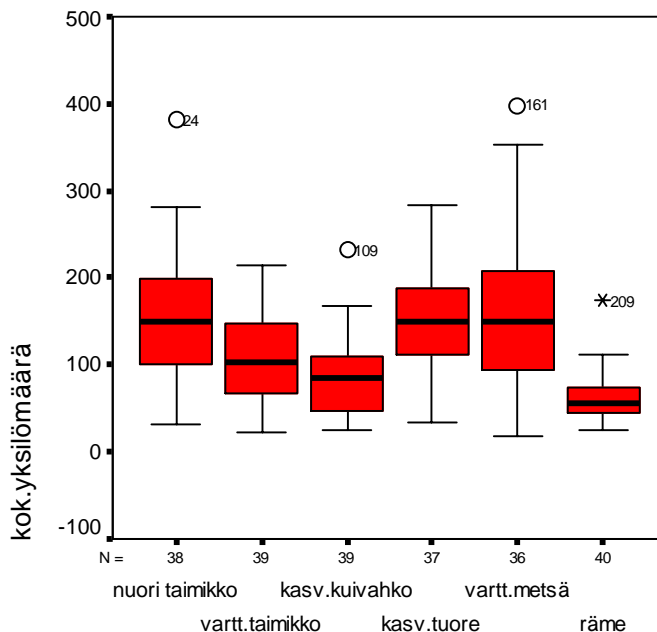


Kuva 9. Selkärangattomien kokonaiskuivapainot (yhtäläissiipiset ja hyppyhäntäiset poistettu) eri elinympäristöluokissa.

Monivertailujen (Tukey) perusteella varttunut taimikko ja kuivahko kasvatusmetsä erosivat merkitsevästi muista elinympäristöluokista hyppyhäntäisten ja yhtäläissiipisten poistamisen jälkeen, mutta eivät toisistaan kuivapainojen ollessa niissä lähes yhtä vähäiset (Liite 6). Huomionarvoista on, että nuori taimikko ei tässä tarkastelussa eronnut merkitsevästi muista elinympäristöluokista (kuten kaikkien ryhmien kokonaiskuivapainoja tarkasteltaessa), koska nuorissa taimikoissa yhtäläissiipisiä esiintyy erittäin runsaasti ja ne voivat painaa jopa puolet näytteiden kokonaiskuivapainoista (omat havainnot). Yhtäläissiipisten poistaminen siis laskee selkärangattomien biomassaa erityisen selvästi nuorissa taimikoissa. Suurimmassa osassa elinympäristöluokkia (kuiva ja tuore kasvatusmetsä, varttunut metsä, räme) edellä mainittujen ryhmien poistaminen ei vaikuttanut kuivapainoihin ollenkaan, koska niitä ei ko. elinympäristöissä juurikaan esiinny (ks. Liite 8).

Selkärangattomien molemmat kokonaisbiomassat (kok.kuivap ja kuivap2) korreloivat selkärangattomien kokonaisyksilömäärien kanssa (Spearman,  $r=0,659$ ,  $p<0,001$  ja  $r=0,471$ ,  $p<0,001$ ). Niinpä myös selkärangattomien kokonaisyksilömäärissä (mukana kaikki kerätyt selkärangatonryhmät) oli merkitseviä eroja eri elinympäristöluokkien välillä ( $n=229$ ,  $H=67,975$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 10).

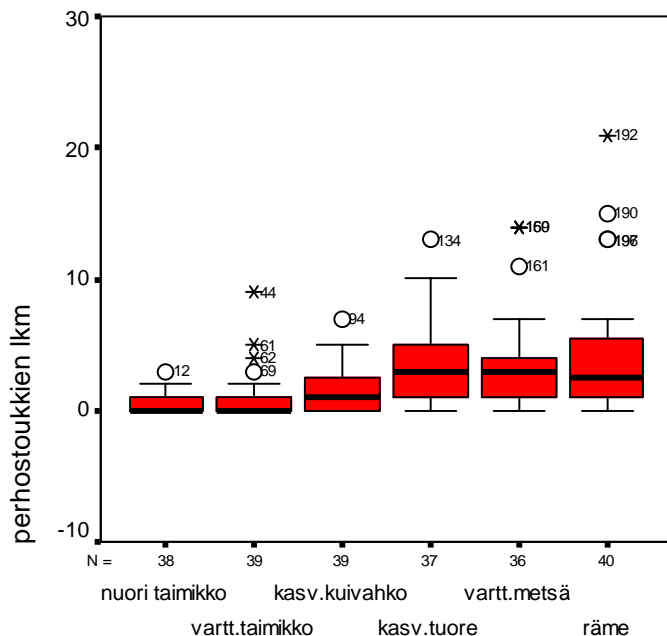




Kuva 10. Selkärangattomien kokonaisyksilömäärät eri elinympäristöluokissa.

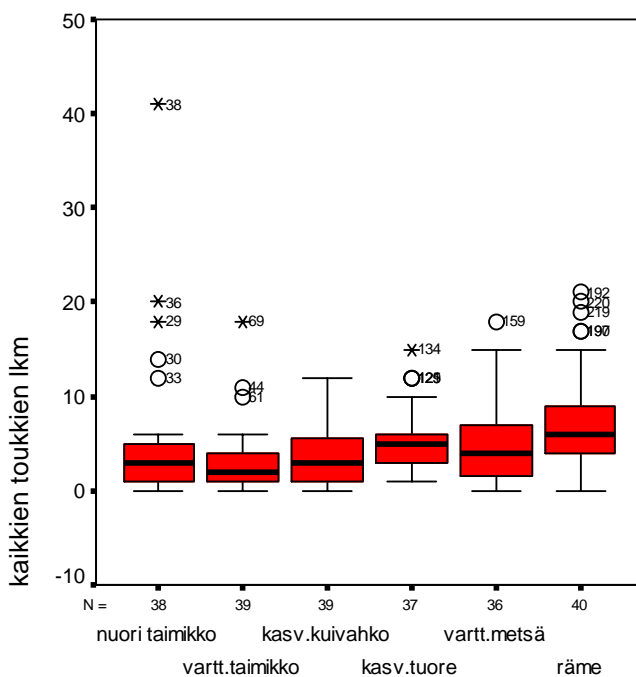
Yksilömääriltään eniten selkärangattomia esiintyi nuorissa taimikoissa, tuoreissa kasvatusmetsissä ja varttuneissa metsissä, joiden erot parittaisten vertailujen (Mann-Whitney) mukaan muihin, mutta ei toisiinsa, olivat merkitseviä. Selkärangattomia tavattiin yksilömääräisesti vähiten varttuneissa taimikoissa, kuivahkoissa kasvatusmetsissä ja rämeillä, joiden erot muihin elinympäristöluokkiin verrattuna olivat merkitseviä. Kuivahko kasvatusmetsä erosi merkitsevästi myös varttuneista taimikoista, samoin räme (Liite 6). Kaiken kaikkiaan kokonaisyksilömäärät vaihtelivat kaikissa elinympäristöluokissa rämeitä ja kuivahkoja kasvatusmetsiä lukuun ottamatta yleisimmin välillä 100-200 selkärangatonyksilöä/näyte (Liite 8).

Tutkimuksessa tarkasteltiin myös yksittäisten selkärangatonryhmien esiintyvyyttä eri elinympäristötyypeissä. Perhostoukkia ei yleisesti ottaen esiintynyt näytteissä lukumääräisesti paljoa, mutta lukumäärissä oli merkitseviä eroja elinympäristöluokkien välillä ( $n=229$ ,  $H=55,975$ ,  $p<0,001$ ) (kuva 11). Perhostoukkia tavattiin eniten tuoreissa kasvatusmetsissä, varttuneissa metsissä ja rämeillä, ja vähiten nuorissa ja varttuneissa taimikoissa (Liite 8).



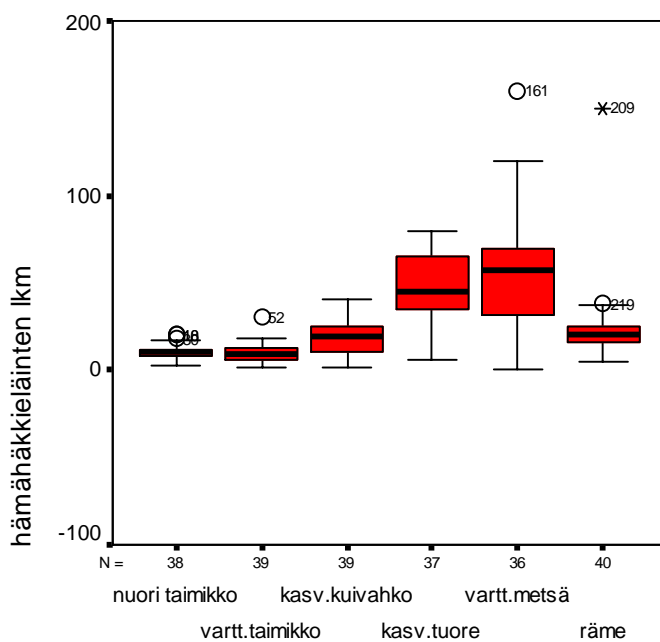
Kuva 11. Perhostoukkien lukumäärä eri elinympäristöluokissa.

Myös kaikkien toukkien lukumäärissä oli merkitseviä eroja elinympäristötyyppien välillä ( $n=229$ ,  $H=36,040$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 12). Kokonaistoukkamäärät olivat suurimmillaan tuoreissa kasvatusmetsissä, varttuneissa metsissä, rämeillä sekä nuorissa taimikoissa (Liite 8). Perhostoukkia esiintyi eniten kenttäkerrokseltaan varpuvaltaisista elinympäristöistä eli eri-ikäisistä kasvatusmetsistä ja rämeiltä kerätyissä näytteissä, mutta kaksisiipis- ja pistiäistoukkia löytyi runsaasti nuorista taimikoista, joissa myös kyseisten ryhmien aikuisten yksilöiden määrät olivat runsaimmillaan (ks. myöhemmin).



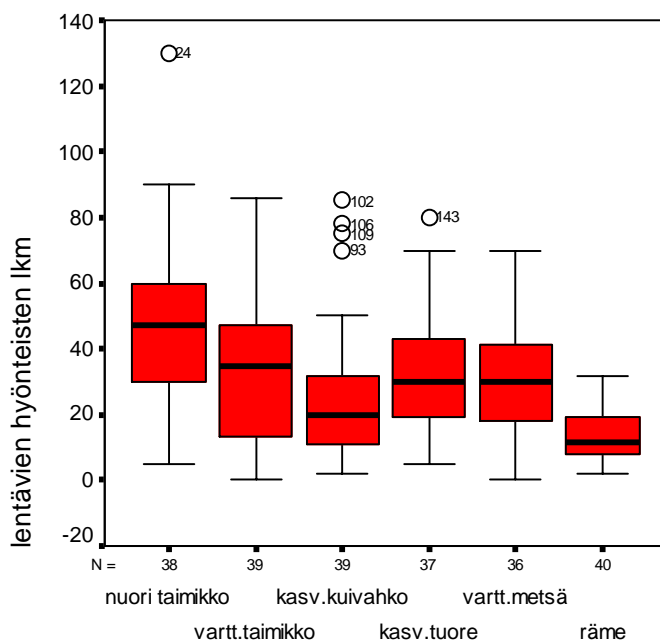
Kuva 12. Kaikkien toukkien lukumäärä eri elinympäristöluokissa.

Hämähäkkieläinten lukumäärissä elinympäristöluokkien välillä oli samankaltaisia merkitseviä eroja kuin perhostoukkamäärissä ( $n=229$ ,  $H=122,829$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 13). Hämähäkkieläinten yksilömäärät olivat siten suurimmat tuoreiden kasvatusmetsien ja varttuneiden metsien näytteissä (Liite 8).



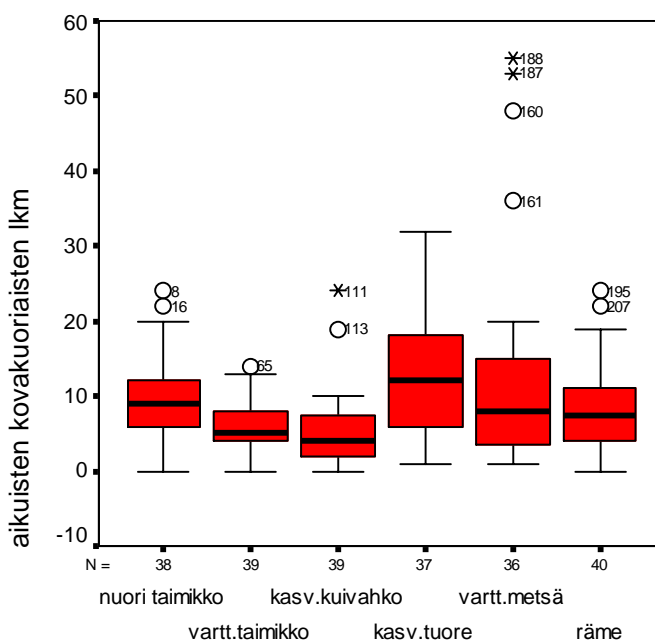
Kuva 13. Hämähäkkieläinten lukumäärä eri elinympäristöluokissa.

Aikuisten lentävien kaksisiipisten ja pistiäisten lukumäärissä oli eroja elinympäristöluokkien välillä ( $n=229$ ,  $H= 43,141$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 14). Lentävät hyönteiset olivat runsaimpia nuorista taimikoista kerätyissä näytteissä, mutta niitä esiintyi myös muissa elinympäristötyypeissä rämeitä lukuun ottamatta (Liite 8).



Kuva 14. Lentävien hyönteisten lukumäärä eri elinympäristöluokissa.

Myös aikuisten kovakuoriaisten näytemäärissä oli eroa elinympäristöluokkien välillä (n=229, H=33,371 ja p<0,001) (Kuva 15). Niitä tavattiin eniten nuorissa taimikoissa, tuoreissa kasvatusmetsissä ja varttuneissa metsissä ja vähiten varttuneissa taimikoissa ja kuivahkoissa kasvatusmetsissä (Liite 8).



Kuva 15. Aikuisten kovakuoriaisten esiintyminen eri elinympäristöluokissa.

### 3.2.2. Kasvillisuustekijöiden vaikutus selkärangatonryhmien esiintymiseen

Selkärangatonryhmien tarkastelu suhteessa keräysympäristöjen kasvillisuusmuuttujiin rajoitettiin tässä kenttä- ja pensaskerroksen kasvillisuuteen, josta tutkimuksen näytteetkin kerättiin. Korrelaatiotarkastelujen ja regressioanalyysin tulosten mukaan eri kasvillisuusmuuttujat vaikuttavat eri tavalla eri selkärangatonryhmien esiintymiseen (Taulukko 2 ja 3). Toukat ja hämähäkit olivat selvästi sidoksissa varpujen tiheyteen kenttäkerroksessa, eli ne esiintyivät runsaimpina tuoreissa kasvatusmetsissä ja varttuneissa metsissä sekä rämeillä (Liite 8), joissa varputiheys oli muita elinympäristöluokkia suurempi (ks. Liite 3 ja 5). Hämähäkkieläinten kohdalla regressioanalyysi tuotti mallin, josta nähtiin selvästi vain niiden ja kenttäkerroksen heinä- ja ruohopeittävyuden välinen negatiivinen riippuvuussuhde korrelaatioiden mukaan ryhmälle tärkeän varpupeittävyysmuuttujan jäädessä mallin ulkopuolelle.

Aikuisten kaksisiipisten ja pistiäisten sekä yhtäläissiipisten esiintyminen oli puolestaan yhteydessä korkeaan heinä- ja ruohopeittävyteen sekä pensaskerroksen tiheyteen. Edellä mainitut ryhmät esiintyivätkin runsaimpina heinä- ja ruohovaltaisilla, pensaskerrokseltaan rehevillä, avoimemmilla elinympäristötyypeillä, nuorissa ja varttuneissa taimikoissa sekä kuivahkoissa kasvatusmetsissä (ks. Liite 5 ja 8). Aikuisten kovakuoriaisten osalta regressioanalyysi ei tuottanut merkitsevää mallia niiden ja tarkasteltujen kasvillisuusmuuttujien välille, mikä olikin ennakoitavissa jo heikkojen tai merkitsemättömien korrelaatioiden perusteella.

Taulukko 2. Kasvillisuus- ja selkärangatonmuuttujien keskinäiset korrelaatiot (Spearman).

Selkärangatonryhmä	Kasvillisuusmuuttuja		
	Varpujen yhteispeittävyys	Heinien-ruohojen yhteispeittävyys	Pensaiden yhteismäärä
Lentävät hyönteiset	-0,253**	0,135*	0,279**
Yhtäläissiipiset	-0,643**	0,643**	0,641**
Hämähäkit+lukit	0,564**	-0,679**	-0,395**
Kaikki toukat	0,385**	-0,360**	-0,165*
Perhostoukat	0,527*	-0,532**	-0,293**
Kovakuoriaiset	0,088 ns.	-0,168*	-0,106 ns.

\* p=0,05-0,010

\*\* p&lt; 0,010

ns: korrelaatio ei tilastollisesti merkitsevä

Taulukko 3. Selkärangaton- ja kasvillisuusmuuttujien välisten regressionanalyysien tulokset.

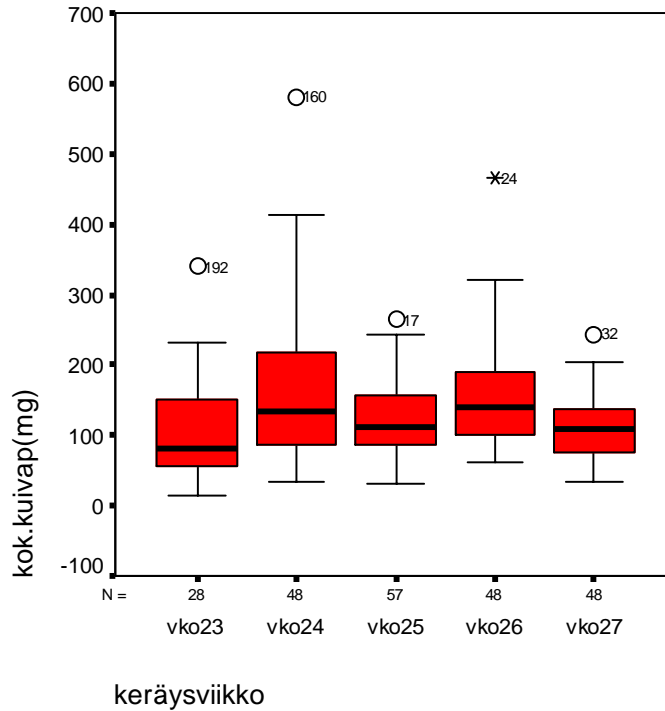
Selkärangatonryhmä	Selittävät kasvillisuusmuuttujat (selitysaste %, R <sup>2</sup> suluissa)	Mallin vakio, C	Mallin kertoimet, B
Lentävät hyönteiset	Pensaspeittävyys (7)**	2,043	0,285
Yhtäläissiipiset	Heinä-ruohopeittävyys** +Pensaspeittävyys** +Varpupeittävyys* (55)	0,103	0,798 0,628 -0,659
Hämähäkit + lukit	Heinä-ruohopeittävyys (38)**	3,533	-0,900
Kaikki toukat	Varpupeittävyys (14) **	1,055	0,743
Kovakuoriaiset	Ei mallia	-	-

Huom: Malleissa mukana vain muuttujat, joiden selitysaste  $\geq 5$  %,\* p $\leq$  0,05

\*\*p&lt; 0,001

### 3.2.3. Keräysajankohdan vaikutus selkärangattomien määrään

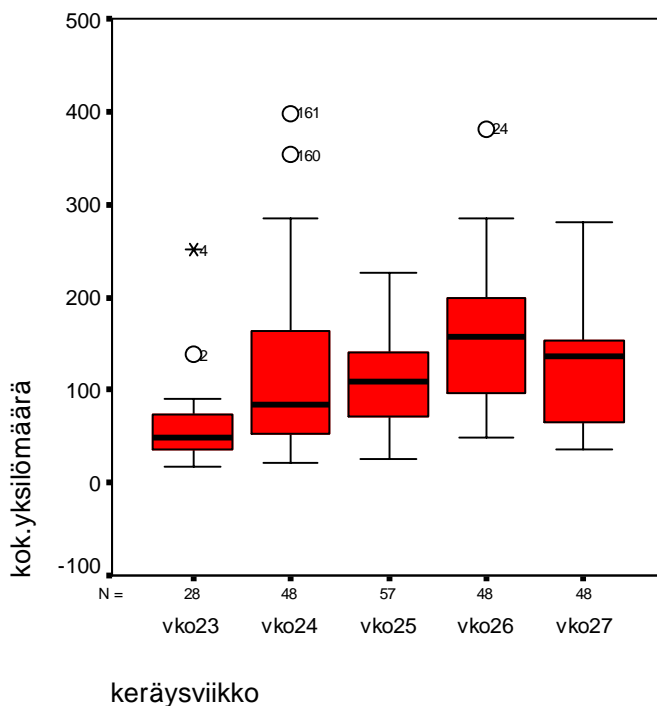
Keräysviikkojen välillä havaittiin merkitseviä eroja tärkeimpien selkärangattomien kokonaismääriä selittävien muuttujien osalta. Molemmat selkärangattomien kokonaiskuivapainot vaihtelivat merkitsevästi eri keräysviikkoina (kok.kuivap: n=229, H=19,533, p=0,001 ja kuivap2: n=229, H=18,079, p=0,001) vaihtelun ollessa niissä samankaltaista (Kuva 16).



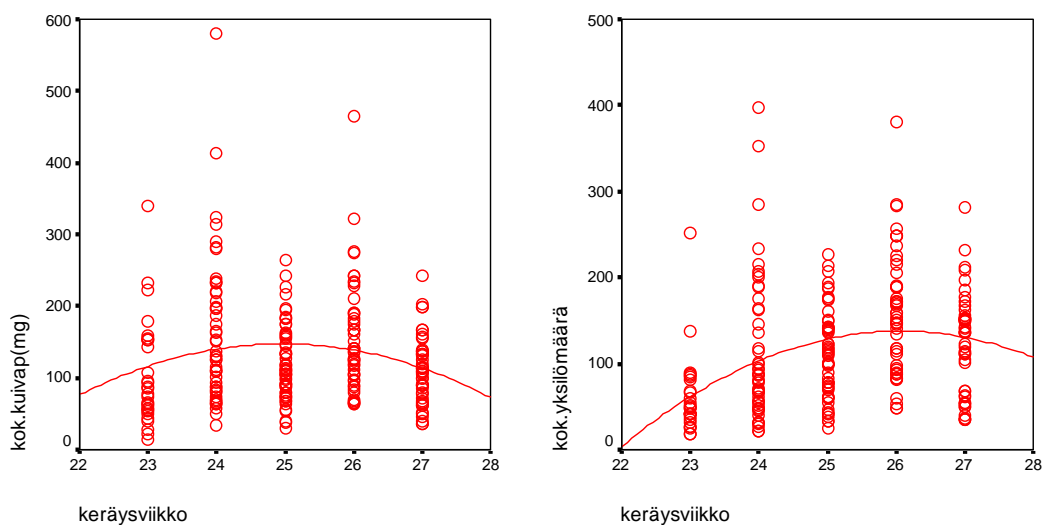
Kuva 16. Selkärangattomien kokonaiskuivapainojen (kaikki ryhmät yhdessä) vaihtelu eri keräysviikkojen välillä.

Kokonaisselkärangatonpainot (kok.kuivap.) olivat pienimmillään ensimmäisellä keräysviikolla, joka viikkojen välisten parittaisten vertailujen (Mann-Whitney) mukaan erosi merkitsevästi muista keräysviikoista paitsi viikosta 27 (Liite 7). Kuvassa 18 näkyy kokonaisbiomassan kehittymisen trendi keräysjakson aikana.

Myös selkärangattomien kokonaisyksilömäärissä oli havaittavissa merkitseviä eroja eri keräysviikkojen välillä ( $n=229$ ,  $H=45,912$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 17) siten, että parittaisten vertailujen (Mann-Whitney) mukaan ensimmäisen keräysviikon selkärangattomien kokonaisyksilömäärät erosivat merkitsevästi muista keräysviikoista siten, että ensimmäisellä keräysviikolla selkärangattomien yksilömäärät olivat muita ajankohtia vähäisemmät (Liite 7). Kokonaisyksilömäärissä tapahtui siis nopea, merkittävä lisäys ensimmäisen keräysviikon jälkeen (Kuva 18).



Kuva 17. Selkärangattomien kokonaisyksilömäärien vaihtelu eri keräysviikkojen välillä.



Kuva 18. Selkärangattomien kokonaisbiomassojen ja -yksilömäärien muutos eri keräysjakson aikana.

Yksittäisiä selkärangatonryhmiä tarkasteltaessa eroja keräysviikkojen välillä havaittiin niin perhostoukkien ( $n=229$ ,  $H=20,648$ ,  $p<0,001$ ), hämähäkieläinten ( $H=22,188$ ,  $p<0,001$ ), lentävien hyönteisten ( $H=86,630$ ,  $p<0,001$ ) kuin aikuisten kovakuoriaistenkin ( $H=22,158$ ,  $p<0,001$ ) lukumäärissä. Kokonaistoukkamäärät eivät vaihdelleet merkitsevästi keräysviikkojen välillä. Perhostoukkamäärät olivat suurimmillaan viikoilla 23, 24 ja 25, eikä perhostoukkien lukumäärä vaihdellut merkitsevästi näiden viikkojen välillä. Perhostoukkalukumäärissä tapahtui kuitenkin muutos viikoilla 26 ja 27, jolloin niiden määrä laski, siten että viikolla 27 perhostoukkia ei näytteissä enää juurikaan

havaittu. Hämähäkkieläinten lukumäärissä niin ikään oli eroja keräysviikkojen välillä, mutta niiden esiintyminen oli tasaisempaa ensimmäisen keräysviikon jälkeen, niin että vain viikko 23 erosi muista keräysviikoista merkitsevästi, jolloin hämähäkkimäärät olivat muita keräysviikkoja vähäisemmät. Lentävien hyönteisten lukumäärät kasvoivat keräysjakson edetessä ollen pienimmillään keräysviikolla 23 ja suurimmillaan viikolla 26. Kaikki keräysviikot erosivat toisistaan merkitsevästi tämän selkärangatonmuuttujan suhteen. Aikuisten kovakuoriaisten määrissä havaittiin merkitseviä eroja muihin keräysviikkoihin nähden viikoilla 23 ja 25, jolloin kovakuoriaisia esiintyi muita ajanjaksoja vähemmän. Eri viikkojen väliset merkitsevät erot kaikkien tarkasteltujen selkärangatonryhmien suhteen on esitetty Liitteessä 7.

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1. Teeripoikueiden elinympäristöistä – varvutko tärkeitä?

Tutkimuksen tulosten mukaan teeripoikueet oleskelevat kaikenlaisissa metsätalousmaan elinympäristöissä, usein eri-ikäisissä taimikoissa, ja selvästi useimmin nuorehkoissa tai keski-ikäisissä 02-03-kehitysluokan kasvatusmetsissä, joiden osuus maisemassa yleensä oli muita elinympäristötyyppejä selvästi suurempi. Poikueet eivät näytä pienpoikasikaan liikkuvan muita elinympäristötyyppejä useammin varvustoltaan rehevimmissä elinympäristötyypeissä (varttuneet tuoreet kangasmetsät, korvet, rämeet) tai korkean varputiheyden laikuissa havaittujen poikueympäristöjen sisällä toisin kuin aikaisempien, metsopoikueilla tehtyjen elinympäristötutkimusten (mm. Storch 1993, 1994, Baines ym. 1996, Vallinkoski 2000, Wegge ym. 2005) perusteella oletettiin. Varpupeittävyys poikuepisteissä oli yleisimmin matala, 0-33 % (yli puolessa kaikista havainnoista) tai keskinkertainen, 34-67 % (kolmasosassa kaikista havainnoista). *Vaccinium*-suvun lajien yhteispeittävyys ylitti korkean peittävyuden rajan, yli 67 %:n peittävyuden, vain 12%:ssa poikuepisteitä. Tulokseen vaikuttaa varmasti osaltaan se, missä suhteessa poikueilla on tarjolla varpupeittävyydeltään erilaisia laikkuja. Vertailu poikueilta kerätyn satunnaisaineiston kanssa osoittikin poikueiden käyttävän varpupeittävyydeltään vaihtelevia elinympäristölaikkuja suhteessa niiden saatavuuteen. Kun esimerkiksi matalan varpupeittävyuden laikkuja oli poikueilla eniten tarjolla, niitä havaittiin eniten myös todellisissa poikuepaikannuspisteissä. Metsämaan yleinen rakenne näyttää siis heijastuvan teeripoikueiden elinympäristönkäyttöön ja osoittaa poikueiden olevan sen suhteen varsin joustavia (generalisteja).

Teeripoikueiden hengissä säilymistä tarkastelevassa väitöskirjatutkimuksessa havaittiin, että säilyneiden poikueiden elinpiireillä esiintyi jonkin verran enemmän varpuja kuin tuhoutuneiden poikueiden elinpiireillä, mutta niiden vaikutus poikasten hengissä säilymiseen oli kuitenkin melko heikkoa muiden tekijöiden kuten predaatiopaineen ja pienpoikasajan sääolojen osoittautuessa tärkeämmiksi (Ludwig 2007). Tässä tutkimuksessa olisi todennäköisesti havaittu eroja poikue- ja satunnaispisteaineiston välillä, jos teeripoikueet olisivat selvästi suosineet korkean varpupeittävyuden laikkuja elinpiirillään tai jos varpujen kokonaispeittävyydellä olisi ollut merkittävä vaikutus poikueiden hengissä säilymiseen. Tällöin poikueiden olisi pitänyt hakeutua varpupeittävyydeltään rehevimpiin laikkuihin aktiivisemmin, kun korkean peittävyuden laikkuja kuitenkin oli satunnaisaineiston perusteella poikueilla tarjolla, vaikkakin vähäisemmissä määrin kuin matalan tai keskinkertaisen varpupeittävyuden laikkuja. Tehtäessä johtopäätöksiä pienen vertailuaineiston perusteella täytyy olla varovainen, mutta näyttäisi siltä, että varpupeittävyys ei olisi niin tärkeä teeren poikueympäristöjä määrittävä tekijä kuin



esimerkiksi metson poikueympäristöissä. Syitä tähän teeripoikueiden metsopoikueista eroavaan elinympäristönkäyttöön voi olla useita.

Varpujen peittävyys on suurimmillaan tuoreissa ja kosteissa, jo hieman varttuneemmissa metsän vaiheissa sekä rämeillä. Pienimmillään se on sukkessiokehityksen varhaisissa kehitysluokissa eli uudistusaloilla, taimikoissa ja nuorissa kasvatusmetsissä (Salemaa 2000a, b). Viimeisten vuosikymmenten aikana metsien nuoret kehitysvaiheet ovat lisääntyneet metsämaisemassa suhteellisesti eniten uusien hakkuu- ja metsänuudistuskäytäntöjen seurauksena, kun samaan aikaan kenttäkerrokseltaan rehevimpien vanhojen metsiköiden määrä on vähentynyt (Tomppo 2000). Ravinteikkaat, hyväkasvuiset metsät, korvet ja rämeet ovat paitsi metsäkanalintupoikueiden suosiossa (mm. Storch 1993, 1994, Baines ym. 1996, Vallinkoski 2000, Wegge ym. 2005), myös puuntuotannon kannalta hyviä alueita ja siten usein metsänhoidon ja hakkuiden piirissä (Reinikainen ym. 2000). Tämä parhaimpien poikueympäristöjen suhteellisen osuuden väheneminen on voinut osaltaan vaikuttaa siihen, että teeripoikueet ovat alkaneet hakeutua myös laadultaan heikompiin poikueympäristöihin, joita metsätalousmaisemassa on ollut tarjolla yhä enemmän. Voi olla, että sopivamman elintilan vähentyessä ja pakotettaessa teeripoikueet liikkumaan metsätalouden muokkaamassa maisemassa ne ovat sopeutuneet käyttämään laajempaa ympäristö- ja ravintovalikoimaa sukulaistaan metsoa nopeammin, jonka poikueet löytyvät edelleen metsämaan rehevimmistä elinympäristöistä. Teeri on myös metsoa runsaampi laji (Lindén 2002), joten poikueiden levittäytyminen metsämaisemaan tasaisemmin voi olla edellytys myös ravintoresurssien riittämiselle.

Varpujen merkitys liitetään yleensä niiden ylläpitämään runsaaseen selkäranganravinnon määrään. Kenttäkerroksen *Vaccinium*-suvun lajeilla, lähinnä juuri mustikalla ja juolukalla, voi elää yli 140 eri perhoslajin toukkaa (Siitonen & Hanski 2004), joten näiden kasvien merkitys on kiistaton metsonpoikueiden ravinnonhankinnassa, kun poikueiden on havaittu viihtyvän juuri mustikkavarvustoltaan hyväkasvuisissa habitaateissa (Storch 1993, 1994, Baines ym. 1996, Vallinkoski 2000, Wegge ym. 2005). On mahdollista, että teeren ja metson ravinnonkäyttö poikasaikaan on lajien näennäisestä samankaltaisuudesta huolimatta niin erilaista, että ero lajien elinympäristönkäytössä löytyvät siitä. Metsonpoikaset ovat teerenpoikasia kookkaampia ja niiden kasvuvauhti on nopeampi (Lindén 1981), joten niiden energiatarvekin lienee suurempi. Voi siis olla, että metsonpoikaset tarvitsevat erityisesti mustikkakasvustoissa runsaina esiintyviä kookkaita ravintokohteita eli perhosentoukkia teeren poikasia enemmän tyydyttääkseen suuremman kasvuvaiheen ravinnontarpeensa. Elinympäristöissä, joissa ravintokohteet ovat pienempiä, vaikka niitä olisikin runsaasti, aikaa ravinnonhankintaan ravintopainoyksikköä kohti voi kulua enemmän. Erään tutkimuksen (Sjöberg 1996) mukaan metsonpoikasten painonlisäys oli selvästi suurempi niiden hankittua ravintonsa vanhemmissa kuin nuorissa metsissä. Tässä metsonpoikasten ravinnonhankintatehokkuutta suhteessa poikuemetsikön laatuun selvittävässä tutkimuksessa merkittävänä selittäjänä oli mustikan määrä ja laatu.

Mustikka on tärkeä ravintokasvi monille selkärangattomille, ja siten tärkeä eläinravintoresurssin ylläpitäjä poikasille (Storch 1993, Baines ym. 1996, Sjöberg 1996, Wegge ym. 2005), mutta myös monilla muilla yleisimmillä ja runsaimmilla metsäkasveilla kuten kanervalla, metsälauhalla (*Deschampsia flexuosa*), kastikoilla (*Calamagrostis* spp.), maitohorsmalla (*Ebilobium angustifolium*) ja vadelmalla (*Rubus idaeus*) elää paljon muita kasvinsyöjäryhmiä (Heliövaara & Väisänen 1984, Siitonen & Hanski 2004), jotka teeren poikue-elinympäristöissä pystyvät todennäköisesti tyydyttämään poikasten eläinravinnon tarpeen. Jos mustikkavarvustojen tärkeydessä on myös kyse poikasia pedoilta suojaavasta vaikutuksesta, hyötyvät kookkaammat metsonpoikaset rehevien mustikkakasvustojen suojasta teerenpoikasia enemmän; teerenpoikaset kun voivat helpommin piiloutua metsänpohjan niukempaankin kasvillisuuteen matalien ruohojen ja heinien alle.

#### 4.2. Poikueympäristöjen selkärangatonravinnosta

Mahdollisena poikasravintona esiintyvän selkärangatonfaunan laadun havaittiin vaihtelevan erilaisten elinympäristötyyppien välillä, mikä on todennäköisesti seurausta niiden kasvillisuusmuuttujien vaihtelusta. Kenttä- ja pensaskerroksen kasvillisuuden nimittäin havaittiin vaikuttavan eri selkärangatonryhmien esiintymiseen siten, että lentokyvyttömät perhostoukat ja hämähäkkieläimet olivat sidoksissa kenttäkerroksen varpukasvillisuuteen, ja esiintyivät siksi runsaimpina varsinaisissa metsäisissä elinympäristöissä ja rämeillä. Lentävät kaksisiipiset ja pistiäiset sekä niiden toukat taas esiintyivät runsaimpina avoimilla, kenttäkerrokseltaan ruoho- ja heinävaltaisilla ja pensaskerrokseltaan hyvin kehittyneillä elinympäristötyypeillä, kuten eri-ikäisissä taimikoissa. Kovakuoriaisten esiintyvyyttä tutkimuselinympäristöissä ei pystytty vastaavalla tavalla sitomaan erityisesti mihinkään tarkasteltuun kasvillisuusmuuttujaan.

Tämän tutkimuksen mukaan erilaisia selkärangattomia on siis poikasten saatavilla jokseenkin runsaasti kaikenlaisissa elinympäristöissä, mikäli teerenpoikaset eivät ole riippuvaisia vain jostakin tietystä selkärangatonryhmästä, kuten perhosentoukista. Näin ei ilmeisesti ole, sillä jos poikasten ravinnonhankinta olisi rajoittunut vain joihinkin tiettyihin ravintokohteisiin, se olisi ehkä näkynyt myös havaittua kapea-alaisempaa elinympäristönkäyttönä, kuten metsopoikueiden kohdalla aktiivisena hakeutumisenä perhostoukkamääriltään rikkaimpiin runsasvarpuihin metsiköihin. Poikueet liikkuvat kuitenkin kaikenlaisissa metsätalousmaan elinympäristöissä, joten poikaset pystyvät hyödyntämään monipuolisesti eri selkärangattomia ravinnonhankinnassaan.

Eri selkärangatonryhmien erilaisen esiintyvyyden (selkärangatonravinnon laadun) lisäksi myös selkärangattomien kokonaismäärissä havaittiin eroja eri elinympäristötyyppien välillä. Selkärangattomien kokonaiskuivapainot olivat suurimmillaan tuoreissa kasvatusmetsissä ja nuorissa taimikoissa ja vähäisimmillään varttuneissa taimikoissa ja kuivahkoissa kasvatusmetsissä. Tuoreissa kasvatusmetsissä muihin elinympäristötyyppihin verrattuna suurta selkärangattomien biomassaa selittää varpukasvillisuudessa viihtyvien hämähäkkieläinten ja perhostoukkien runsaus. Nämä ryhmät ovat muihin selkärangatonryhmiin verrattuna usein kookkaita ja painavia (omat havainnot). Nuorissa taimikoissa kokonaisbiomassaa taas lisäävät tässä elinympäristötyypissä runsaana tavattavat yhtäläissiipiset, jotka eivät tosin ehkä ole poikasille kovin todennäköisiä saaliskohteita niiden vaikean saavutettavuuden takia (pakenevat hyppäämällä kovaa ja korkealle).

Kuivahkot kasvatusmetsät ja varttuneet taimikot ovat tämän tutkimuksen mukaan melko huonoja ruokailuympäristöjä poikasille, sillä näissä elinympäristötyypeissä selkärangattomien saatavuus on näytteiden mukaan vähäisintä, mikä voi johtua kenttäkerroksen yksipuolisemmasta tai niukemmasta kasvillisuudesta (esim. varpujen vähäisyydestä). Rämeillä ja varttuneissa uudistuskypsissä metsissä selkärangattomia esiintyy muihin tutkimusympäristöihin verrattuna biomassoiltaan keskinkertaisesti. Kenttäkerroksen varpuvaltaisuudesta huolimatta tähän selkärangattomien keskinkertaiseen näytteissä esiintymiseen on luultavasti syynä se, että molemmissa elinympäristötyypeissä kenttäkerros voi olla aukkoinen, mikä voi edelleen vaikuttaa lyöntihaavimenetelmällä kerättävään selkärangatonsaantoon. Selkärangattomien kokonaiskuivapainoilla ja yksilömäärillä havaittiin tutkimuksessa olevan yhteys, joten myös kokonaislukumääriltään selkärangattomia esiintyy eniten nuorissa taimikoissa ja tuoreissa kasvatusmetsissä, vähiten varttuneissa taimikoissa ja rämeillä.

Vaikka tässä tutkimuksessa selkärangatonnäytteitä ei kerättykään suoraan varsinaisista poikuepaikannuspisteistä (ks. myöhemmin), poikuehavaintopaikkojen kenttä- ja pensaskerroksen kasvillisuus antaa tutkijalle tietoa niissä poikasille tarjolla olevasta selkärangatonravinnosta, kun nyt selkärangatonaineiston tarkastelun perusteella tiedetään,

miten eri selkärangatonryhmät ovat sidoksissa erityyppiseen kasvillisuuteen. Yhteenvetona aikaisempiin metsäkanalintupoikueiden ravinnonkäyttötutkimuksiin (mm. Rajala 1960, Erikstad & Spidsø 1982, Hill 1985, Itämies ym. 1996, Park ym. 2001) nojautuen todettakoon, että metsäisissä, kenttäkerrokseltaan varpuvaltaisissa elinympäristötyypeissä liikkuaan poikaset käyttänevät useimmin ravinnokeksi niissä parhaiten saatavilla olevia toukkia ja hämähäkkejä, ja avoimemmilla elinympäristötyypeillä oleskellessaan taas lentäviä hyönteisiä ja ehkä myös runsaana esiintyviä yhtäläissiipisiä niiden vaikeasta pyydystettävyydestä huolimatta. Selkärangattomien kokonaisbiomassat olivat korkeat erityisesti tuoreissa kasvatusmetsissä, mutta avoimimmilla elinympäristötyypeillä runsaammat yksilömäärät korvaavat osaltaan vähäisempää biomassaa, mikä voi tehdä myös niistä kohtuullisen hyviä ruokailuympäristöjä poikasille. Erityisesti lentävät kaksisiipiset ja pistiäiset voivat olla lukumääräisesti runsaita (ks. Liite 8), vaikka ne eivät kokonaisbiomassoja kovin paljoa nostakaan.

Selkärangattomien määrän ajallista vaihtelua tarkasteltaessa on tärkeää ottaa esille tutkimuksen tulos, jonka mukaan kokonaisbiomassa ja –yksilömäärä näyttävät olevan kesäkuun alkupäivinä vähäisempiä kuin myöhemmin keräysjakson aikana. Lisääntymisenestymisen kannalta on yleisesti hyvin merkityksellistä, että poikasille on saatavilla runsaasti sopivaa ravintoa (esim. Visser ym. 2006), joten on tärkeää, että teerenpoikasetkin kuoriutuvat mahdollisimman hyvien ravinto-olojen vallitessa. Selkärangattomien saatavuus ajan suhteen näyttäisi siis tämän tutkimuksen näyttöiden perusteella olevan parempaa ja vakiintuneempaa, kun kuoriudutaan aikaisintaan kesäkuun toisella viikolla tai myöhemmin, mutta ilman vuositoistoja tulos on vain suuntaa-antava.

Selkärangatonmäärien muutos ajan suhteen olisi todennäköisesti saatu selvemmin esille, jos selkärangatonnäytteiden keräys olisi aloitettu jo toukokuussa. Myös selkärangatonkeräyksen toistaminen useana vuotena peräkkäin antaisi luotettavampaa tietoa selkärangattomien runsaamman esiintymisen alkamisen ajankohdasta, sillä vaikka eri selkärangatonryhmät ilmaantunevat kasvillisuuteen pitkälti oman elinkiertoaikataulunsa mukaisesti, eri vuosina erilaisilla loppukevään ja alkukesän sääoloilla voi kuitenkin olla merkittävä vaikutus eri selkärangattomien runsaamman esiintymisen ajoittumiselle. Esimerkiksi perhostoukkien esiintymishuiput voivat vaihdella jopa kolmella viikolla eri vuosien välillä loppukevään säistä riippuen (Visser ym. 2006). Selkärangattomien esiintymishuipun ajankohdan lyhyelläkin vaihtelulla on todennäköisesti suuri merkitys kanalintupoikueiden ravinnoensaannin ja hengissä selviytymisen kannalta. Poikasilla on kyllä ensimmäisinä elinpäivinä käytössään ruskuaispussin sisältämä vararavinto (Rajala 1960), mutta se kulutetaan nopeasti loppuun etenkin, jos selkärangattomia ei olekaan esimerkiksi epäsuotuisista sääoloista johtuen tarpeeksi saatavilla ja poikaset joutuvat liikkumaan paljon niitä etsiessään.

### 4.3. Näkökulmia selkärangatonkeräykseen

Tutkimuksen selkärangatonkeräykseen liittyen voidaan ottaa vielä esille muutamia näkökulmia nyt saatuihin tuloksiin liittyen ja vastaavia tulevia tutkimuksia silmällä pitäen. Tämän tutkimuksen tuloksia tarkasteltaessa on otettava huomioon, että selkärangattomien keräys vain lyöntihaavimenetelmää käyttämällä voi aiheuttaa harhaa joidenkin selkärangatonryhmien yksilömääriin joissakin elinympäristötyypeissä. Yleensäkin elinympäristöissä, joissa kenttäkerros on aukkoinen tai päinvastoin hyvin heinittynyt, metsänpohjalla liikkuu todennäköisesti enemmän selkärangattomia kuin mitä haaviin joutuu. Lyöntihaavimenetelmän heikkous onkin, ettei sillä tavoiteta kaikkia selkärangatonryhmiä yhtä tehokkaasti, vaan näytteeseen jäävät parhaiten kasvillisuudessa näytteenottohetkellä kiinni olevat eläimet (mm. Sutherland 1996). Näin ollen käytetty menetelmä on voinut vaikuttaa esimerkiksi kenttäkerrokseltaan heinittyneiden varttuneiden

taimikoiden heikkoon selkärangatonsaantoon, kun haavi on pyyhkinyt näytteen vain tiheään heinäkasvillisuuden päällysosista. Selkärangattomien keräystä ja siten elinympäristötyyppien välistä selkärangatonfaunan vertailua olisi saattanut parantaa maan pinnalla käytettävät kuoppapydykset.

Tämän tutkimuksen selkärangatonaineisto kerättiin kasvillisuusmuuttujiltaan samankaltaisista elinympäristöistä kuin missä teeripoikueiden on aikaisempien havaintojen perusteella todettu liikkuvan (osa keräysmetsiköistä myös todella sijaitti edellisvuosien poikueiden elinpiireillä). Aineisto olisi voitu kerätä myös suoraan saman vuoden havaituista poikuepaikannuspisteistä, kuten on tehty monissa muissa kanalintupoikasten ravinnonkäyttöä selvittelevissä tutkimuksissa (mm. Erikstad & Spidsø 1982, Hill 1986, Baines ym. 1996, Itämies ym. 1996, Park ym. 2001, Wegge ym. 2005). Todellisista poikuepaikannuspisteissä kerätessä olisi saatu luotettavampaa tietoa poikasille saatavilla olevan ravinnon laadusta ja määrästä, samoin kasvillisuusmuuttujista poikueiden todellisissa ruokailuympäristöissä. Tämän tutkimuksen resurssien puitteissa tällaisen keräyksen toteuttaminen ei ollut mahdollista poikueiden sijaitessa etäällä toisistaan. Lisäksi selkärangattomien keräys poikueiden elinpiireillä olisi saattanut häiritä poikueita, mikä olisi voinut vaikuttaa poikuepaikannusaineiston luotettavuuteen poikueiden liikkumisen mahdollisesti muuttuessa häirinnän seurauksena. Toisaalta tutkimus antaa näin toteutettuna yleistä tietoa metsätalousmaan erilaisten elinympäristötyyppien ylläpitämästä selkärangatonfaunasta, jota teerenpoikasten lisäksi voivat käyttää ravinnokseen myös monet muut linnut. Niinpä tämä tutkimus palvelee metsäkanalintutkijoiden ohella myös muita talousmetsämaiden selkärangatonmäärien vaihtelusta kiinnostuneita tutkijoita.

Mielenkiintoista olisi ollut saada tietoa eri elinympäristötyyppien välisten raja- ja reunavyöhykkeiden selkärangatonfaunasta (kaikki tämän tutkimuksen keräysympäristöt sijaittivat metsikkökuvioiden sisäosissa), poikueidenhan havaittiin liikkuvan myös elinympäristöjen raja-alueilla etenkin vuonna 2005 (ks. Kuva1), kun pesiin ja poikueisiin kohdistunut predaatiopaine oli pientä (ks. myöhemmin). Miksi poikueet sitten hakeutuvat mielellään metsikkökuvioiden reunavyöhykkeisiin? Voisiko syy löytyä paremmista ravinto-oloista? Reunavyöhykkeen, jolla usein tarkoitetaan avomaan ja metsikön rajavyöhykettä, kasvillisuus ja eläimistö voivat olla huomattavan erilaiset verrattuna metsäkuvioiden sisäosien eliöstöön. Suurimman muutoksen eliöiden elinympäristössä ja lajistossa saavat aikaan päätehakkuusta, maanmuokkauksesta, tien rakentamisesta ja muista vastaavista toimista aiheutuvat voimakkaat kasvillisuusmuutokset ja pienilmaston muuttuminen. Avoimella alalla keskilämpötila kohoaa ja eri vuorokauden aikojen väliset lämpötilaerot muuttuvat jyrkemmiksi, kun lämpötiloja tasaava kasvillisuus poistetaan ja suoran auringonsäteilyn määrä lisääntyy (mm. Heliövaara & Väisänen 1984). Nämä vaikutukset havaitaan voimakkaimpina reunavyöhykkeellä, mutta ne ulottuvat myös viereisen metsäisen alan sisäosiin (Heliövaara & Väisänen 1984, Hansson 1992, Van Wilgenburg ym. 2001). Osa selkärangatonryhmistä kärsii ja niiden lajeja häviää (Niemelä 1996), kun taas osa selkärangatonryhmistä hyötyy, jolloin ne voivat runsastua huomattavastikin muutosten seurauksena. Hyötyjiä on ilmeisesti enemmän, sillä reunavyöhykkeiden selkärangatonfaunaa selvittelevissä tutkimuksissa (Heliövaara & Väisänen 1984, Helle & Muona 1985, Jokimäki ym. 1998) on havaittu, että laji- ja yksilömäärä yleensä kasvaa ainakin hetkellisesti hakkuualoilla ja reunavyöhykkeillä, mikä monipuolistaa selkärangatonrantarjontaa ja lisää selkärangattomien kokonaisuusilömääriä. Monilla reunavyöhykkeillä viihtyvillä selkärangatonryhmillä ja taimien (pensaskeroksen) tiheydellä on positiivinen yhteys; mitä enemmän taimia, sitä runsaammin selkärangattomia (Helle 1983). Pensaskerros on erilaisilla reunavyöhykkeillä usein metsän sisäosia tiheämpi (Helle 1983, Helle & Muona 1985, myös tämän tutkimuksen tulokset), joten teeripoikueiden ravinto-olot luultavasti kohentuvat reunavyöhykkeillä. Lisäksi

teeripoikueet hyötynevät reunavyöhykkeillä liikkeessaan myös metsiköiden sisäosia tiheimmän pensaskerroksen tarjoamasta suojasta saalistajia vastaan. Reunavyöhyke-elinympäristöt voivatkin olla näistä syistä johtuen hyviä elinympäristöjä teeripoikueille.

#### 4.4. Muista poikueiden elinympäristönkäyttöön vaikuttavista tekijöistä

Tutkimuksessa havaittujen poikue-elinympäristöjen ja selkärangankeräyksen perusteella ravinto-oloiltaan parhaimpien elinympäristötyyppien yhtenevyys ei ollut välttämättä kovin hyvä, eli poikueiden ei havaittu käyttävän selkärangankeräyksen perusteella parhaita (suurimmat selkäranganmäärät), ja usein runsasvarpuisia elinympäristötyyppejä muita enemmän. Poikueiden hakeutumisessa moniin erilaisiin elinympäristötyyppeihin voikin olla kyse paitsi ravinnon hankinnasta myös saalistuksen välttämisestä. Poikueiden hakeutuminen vain tietynlaisiin, esimerkiksi varputiheydeltään reheviin elinympäristöihin voi lisätä poikueisiin kohdistuvaa saalistusriskiä, jos pedot oppivat hakemaan poikueita juuri tiettytyyppisistä ympäristöistä (Storaas ym. 1999). Teeren poikueaikana havaittava joustavuus erilaisten ympäristöjen suhteen voikin olla sopeuma saalistetuksi joutumisen välttämiseksi, jolloin laadultaan heikompiinkin poikueympäristöihin hakeutuminen saattaa olla vain laadukkaimmissa habitaateissa pysyttelyä parempi vaihtoehto. Tutkimuksen tulokset teeripoikueiden monipuolisesta elinympäristötyyppien käytöstä tukevat tätä selitystä.

Petojen välttämishypoteesia tukevat myös vuosien välillä havaitut erot poikueiden elinympäristönkäytössä reunavyöhykkeellisuuden suhteen. Metsäkanalintuja saalistavat pedot suosivat metsien pirstoutumisen seurauksena syntyneitä erilaisia reunavyöhykkeitä metsämaisemassa liikkeessaan (Andrén ym. 1985, Angelstam 1986, Andrén 1992, 1994, Kurki & Lindén 1995, Kurki ym. 1997, 1998, Storaas ym. 1999), ja tämän tutkimuksen aikana poikueet hakeutuivat korkean saalistuspaineen aikana (ks. alla) useammin metsiköiden sisäosiin, kun taas saalistuspaineen ollessa vähäinen poikueet oleskelivät hyvin usein eri elinympäristöjen reunavyöhykkeissä. Vuosina 2003 ja 2004 vain kuutisen prosenttia poikuehavaintopisteistä sijoittui reunavyöhyke- luokkaan, kun taas vuonna 2005 poikuehavainnoista lähes puolet paikannettiin reunavyöhykeympäristöihin. Vuodet 2003 ja 2004 olivat seurantajakson ns. korkean petopaineen vuosia, joiden aikana tutkimusalueilla tuhoutui suhteellisesti eniten pesiä; vuonna 2003 tuhoutui 40% ja vuonna 2004 31% löydetyistä pesistä; vuonna 2005 pesintämenestys oli todella hyvä, jolloin 90% pesinnöistä onnistui (Ludwig 2007). Niinpä poikueet hakeutunevat aina petoriskin ollessa suurimmillaan elinympäristöihin, joissa saalistetuksi joutuminen on mahdollisimman epätodennäköistä, mutta oleskelevat muuten mielellään reunavyöhykkeissä mahdollisesti parempien ravinto-olojen houkuttamina (ks. edellä). Reunavyöhykkeiden suosimisesta olisi voitu tehdä varmempia päätelmiä, jos poikueiden seuranta olisi jatkettu vielä kesällä 2006, jolloin vuoden 2005 tavoin pesintämenestys oli onnistunut.

Ravinnonsaataavuuden ja petopaineen lisäksi poikueiden liikkumiseen erilaisissa poikueympäristöissä voi vaikuttaa osaltaan myös pienpoikasajan säätekijät. Metsäkanalintujen poikaset eivät ole heti syntymänsä jälkeen tasalämpöisiä, vaan niiden lämmönsäätelykyky kehittyy vasta vähitellen (Hissa ym. 1982), joten poikasten lyhytaikainenkin altistuminen alhaisille lämpötiloille ja sateelle voi olla niille kohtalokasta. Kylmettyminen uhkaa muutaman vuorokauden ikäisiä poikasia hyvin nopeasti, 1-3 vrk:n ikäiset poikaset eivät pysty säilyttämään normaalia ruumiinlämpötilaansa edes +25 asteen ulkolämpötilassa (Hissa ym. 1982) Poikaset pystyvät ylläpitämään ruumiinlämpönsä tasaisena ympäristön lämpötilan vaihtelusta huolimatta vasta pariviikkoisina (Hissa ym. 1982). Pienpoikasajan säätekijät vaikuttavatkin merkittävästi pienten, alle 10 vuorokauden ikäisten poikasten hengissä säilymiseen; erityisesti sade yhdistettynä alhaiseen lämpötilaan on pienille poikasille armoston, ja epäsuotuisten sääjaksojen aikana poikasia menehtyykin

enemmän kuin lämpiminä ja poutaisina jaksoina (Ludwig ym. 2006). Kylmän ja sateisen sään jatkuessa pidempään poikasia uhkaa paitsi suora paleltumisvaara myös ravinnon puute, kun emon alla vietetty lämmittelyaika on pois ravinnonetsintäajasta, minkä lisäksi selkärangattomia ei välttämättä ole edes saatavilla yhtä paljon kylmällä sadesäällä kuin kuivalla ja lämpimällä säällä (Erikstad & Spidsø 1982, Erikstad & Andersen, Jørgensen & Blix 1985, Erikstad 1985, Baines, D. 1991, Park ym. 2001).

Lämpötilaltaan tasaisemmat metsäiset elinympäristöt, joista lämpötiloja tasaavaa puustoa ei ole poistettu, saattavat olla sateisina ja kylminä jaksoina avoimempia elinympäristötyyppejä parempia poikueympäristöjä, sillä avoimissa metsiköiden reunavyöhykkeissä, taimikoissa ja muilla aukeilla paikoilla lämpötilan vaihtelut ovat jyrkempiä (mm. Heliövaara & Väisänen 1984) ja luultavasti myös sateen kasteleva vaikutus on suurempi. Metsäympäristöissä puiden latvukset ja ilmava kenttäkerros (erityisesti varvut) suojaavat ruokailevia poikasia hyvin sateelta. Tätä säätekijöiden poikueiden elinympäristönkäyttöön liittyvää näkemystä tukee se, että vuosina 2003 ja 2004, jolloin alkukesän sääolot olivat hyvin vaihtelevat (Ludwig 2007), poikueita havaittiin enemmän eri ikäisissä metsäisissä elinympäristöissä kuin esimerkiksi kahden elinympäristön välisissä rajavyöhykkeissä (ks. Kuva 1). Mutta vuosien väliset erot metsäisten ja reunavyöhykkeellisten poikuehavaintojen osuuksissa voivat siis johtua myös predaatiopaineen muutoksista vuosien välillä.

#### **4.5. Tutkimusnäkökulmasta**

Tämä teeripoikueiden elinympäristönkäyttöä selvittelevä tutkimus oli luonteeltaan kuvailevaa perustutkimusta eikä tutkimukseen liittynyt kokeellista osuutta. Saatavilla olevia poikueympäristöjä ei manipuloitu kasvillisuus- tai selkärangatonmuuttujien suhteen, mikä olisi voinut antaa tarkempaa tietoa mahdollisista valinnan kohteena olevista ympäristömuuttujista. Havaittuja poikueympäristöjä tutkittuine kasvillisuusmuuttujineen ei myöskään vertailtu vastaavien elinympäristötyyppien tai niiden kasvillisuusmuuttujien tarjontaan tutkituilla poikueilla koko tutkimusajanjakson puitteissa (vertailua satunnaisaineistoon vain vuonna 2003). Jotta olisi voitu tehdä varmempia päätelmiä poikueiden elinympäristönvalinnasta, vertailupohjaksi olisi tarvittu kattava satunnaispiste- tai kartta-aineisto metsämaiseman rakenteesta poikueiden elinpiireillä. Tässä tutkimuksessa vertailtiin kyllä poikueympäristöjä yleiseen Keski-Suomen aluetason metsärakenteeseen (VMI9), mutta paikallis- ja metsikkötasolla, jolla poikue seuranta tapahtuu, voi metsätalousmaan rakenne ja kasvillisuus vaihdella hyvinkin paljon. Siten poikueille tarjolla olevien tiettyjen elinympäristötyyppien osuudet ja kasvillisuusolot yksittäisten poikueiden käyttämällä elinalueilla voivat todellisuudessa olla erilaiset kuin mitä aluetason metsien rakennetta selvittävät laskelmat tai satunnaispisteaineisto antavat olettaa. Tutkimuksessa saatuja tuloksia yleisen metsärakenteen ja satunnaispisteiden kasvillisuusmuuttujien yhtenevyydestä poikuehavaintojen kanssa voidaan kuitenkin pitää suuntaa-antavana siitä, että teeripoikueiden (tai niitä sopiville poikuelaitumille johdattelevien naaraiden) elinympäristönvalinta ei ehkä ole kovin voimakasta.

Kaikkia seurantajaksojen aikana kertyneitä poikuehavaintopisteitä käsiteltiin yhtenä aineistona eikä tutkimuksessa otettu huomioon mahdollisia yksilökohtaisia, kanan ominaisuuksista (esim. ikä) johtuvia elinympäristömieltyymiä. Kanayksilön aiheuttama poikueen sisäisten havaintojen riippuvuus (Aebischer ym. 1993) poikueiden elinympäristönkäyttöön on kuitenkin tärkeää mainita, sillä joidenkin kanojen edustus aineistossa oli suurempaa kuin toisten poikuekohtaisten paikannuspisteiden vaihtelevasta määrästä johtuen. Poikuekohtaisten kasvillisuusmuuttujakeskiarvojen laskeminen olisi sulkenut kanayksilön vaikutuksen pois (ja samalla havaintoyksiköksi olisi tullut yksittäisen paikannuspisteen asemesta yksittäinen poikue), mutta koska tarkoitus ei ollut tutkia

yksittäisten poikueiden tai kanojen elinympäristönvalintaa, vaan poikueiden yleistä sijoittumista metsätalousmaan erilaisiin elinympäristöihin, tällä seikalla ei ollut merkitystä tämän tutkimuksen kannalta.

Kanayksilöiden elinympäristömieltymysten lisäksi havaintojen riippuvuutta voi aiheuttaa myös spatiaalinen autokorrelaatio eli peräkkäisten havaintojen riippuvuus tilassa, ”samanlainen elinympäristö seuraa samanlaista” –ilmiö (Aebischer ym. 1993). Nykymetsätalouden seurauksena syntynyt elinympäristömosaiikki on kuitenkin hyvin pienipiirteistä eli metsäkuviot ovat pieniä, yleensä enintään muutamien hehtaarin kokoisia, ja eri-ikäiset uudistusalat, taimikot ja kasvatusmetsät vuorottelevat metsämaisemassa tiuhaan, joten jo ensimmäisinä elinpäivinä hyvin liikkuvaiset (Rajala 1960, 1962, Erikstad 1985) poikueet voivat halutessaan hakeutua yhdenkin vuorokauden sisällä useampaan erilaiseen elinympäristölaikkuun, mikä vähentää havaintojen keskinäistä riippuvuusongelmaa elinympäristöjen suhteen. Toisaalta poikueet voivat myös pysytellä syntymäpaikkansa läheisyydessä koko pienpoikasajan, jolloin kanayksilön mahdollinen pesäpaikanvalinta voi vaikuttaa myös poikuevaiheen elinympäristönkäyttöön.

Paikannuspisteiden jaottelussa metsikköä yleisesti kuvaaviin luokkiin on huomioitava, että poikueympäristöjen ja selkärangatonkeräyksen elinympäristöluokat ovat karkeasti rajattuja ja ne on luotu vain helpottamaan erilaisten elinympäristöjen määrittelyä ja vertailua. Poikueille tarjolla olevien elinympäristöjen kirjo voi todellisuudessa olla suurempi kuin mitä tutkimuskuvaa ennalta selventämään laaditut elinympäristöluokat esittävät. Metsikköluokat voivat sisältää monia alatyyppejä, esimerkiksi rämeet ojituksen jälkeisiä eri kuivatusasteita ja kivennäismaiden kasvatusmetsät ravinteisuus- ja kosteusoloiltaan erilaisia metsiköitä. Eri kehitysluokkiin jaotellut metsiköt voivat olla myös samankaltaisia erityisesti kahden peräkkäisen kehitysluokan rajakohdassa. Kasvillisuus- ja sitä kautta poikueiden suoja- ja ravinto-olot kuitenkin vaihtelevat elinympäristötyypistä toiseen ja samankin tyyppin metsiköiden välillä, joten myös yksittäisten metsiköiden sisällä voidaan erottaa poikueille sopivia ja ei niin sopivia elinympäristölaikkuja. Tämän tutkimuksen tyypittelyä helpottamaan valituilla keinotekoisilla metsikköluokilla ei siis sinänsä ole merkitystä poikueiden elinympäristötekijöinä, vaan todellista merkitystä on näihin elinympäristöihin liittyvillä yksittäisillä ympäristömuuttujilla ja niihin kytköksissä olevilla suoja- ja ravintotekijöillä.

#### **4.6. Loppuyhteenvetoa ja jatkotutkimusehdotuksia**

Teeren poikueympäristöjä tarkasteltaessa on vaikea nimetä vain yhtä tai kahta tärkeintä tekijää, jotka selvästi määrittäisivät poikueiden elinympäristönkäyttöä. Poikueiden elinympäristönkäytössä lieneekin kyseessä useiden tekijöiden kompromissi, jossa poikueiden elinympäristönkäyttöä ohjaa tasapainottelu ravinnonhankinnan, petojen välttämisen ja vaihtelevien sääolojen välillä, jotka lisäksi tekevät eri elinympäristötyypeistä laadultaan parempia tai huonompia myös eri ajanjaksoina niitä tarkasteltaessa.

Jos katsantokantaa laajennetaan Suomen teerikantojen hyvinvoinnin tarkasteluun yleisesti, näyttää teeri tämän tutkimuksen mukaan sopeutuneen suhteellisen hyvin Suomen metsärakenteen muutoksiin, ainakin jos havaittua joustavuutta poikue-elinympäristöjen käytössä voidaan pitää osoituksena siitä. Teeripoikueet nimittäin liikkuvat kaikenlaisissa metsätalousmaan elinympäristöissä karttamatta metsikkökuvioiden välisiä reunavyöhykkeitäkään, joten sopivien elinympäristöjen määrä tuskin on teerikannan elpymistä rajoittava tekijä, vaan syitä voidaan hakea muista poikas- ja aikuislintujen hengissä säilymiseen liittyvistä tekijöistä, kuten merkittävästä muutoksesta saalistuspaineesta tai pienpoikasaikaisten sääolojen vähittäisestä muuttumisesta.

Sopivan elinympäristön vähenemistä teerikannan pitkäaikaisen, jo 1960-luvulla alkaneen kannanlaskun takana ei voida kuitenkaan sulkea kokonaan pois, sillä sopivien

poikasympäristöjen väheneminen ihmistoiminnan myötä on voinut alentaa kanalinutiheyttä pitkällä aikavälillä. Teeren poikueympäristöt ja niitä leimaavat piirteet ovat nimittäin voineet olla ennen tehometsätalouden aikaa erilaiset. Mielenkiintoista olisikin tutkia teeren poikueympäristöjä esimerkiksi Kainuussa Suomen ja Venäjän rajalla, jossa luonnontilaisia tai niiden kaltaisia yhtenäisiä metsäalueita on säilynyt enemmän, ja jossa teerikannan lasku on ollut vähäisempää kuin muualla Suomessa (Lindén 2002). Löytyisikö syy Kainuun teeripopulaatioiden parempaan elinvoimaan kuitenkin poikueympäristöjen laadusta (suoja, pedot, ravinto)? Miten poikueympäristöjä määrittävät ympäristömuuttujat eroaisivat suojelluilla alueilla Kainuussa tai rajan takana? Jos saatavilla olisi vertailutietoa poikue-elinympäristöistä suojelualueilta tai alueilta, joissa metsänrakenne ei olisi muuttunut (ja teerikanta pienentynyt) metsätaloustoimien vaikutuksesta yhtä voimakkaasti kuin tämän tutkimuksen alueella, voitaisiin ehkä saada vastauksia kysymykseen, onko maamme teerikannan koko asettunut nyt sille tasolle, jonka nykyinen talousmetsärakenne voi ylläpitää.

## KIITOKSET

Suurkiitokset ohjaajilleni Rauno Alatalolle ja Gilbert Ludwigille mielenkiintoisen tutkimusaiheen tarjoamisesta, ohjauksesta ja tilaisuudesta päästä työskentelemään monipuolisissa maastotöissä teeritutkimuksen huipulla. Eivätpä olisi kesät voineet kulua enää mukavammin! Kiitän myös Ossia ja Sannaa tarkkanäköisestä tekstiini syventymisestä ja rakentavista kommentteista sekä muille ystäväilleni ja läheisilleni vielä halaukset kaikesta tuesta ja kannustamisesta.



Kiitos myös tutkimukseni pienille päätähdille!





## KIRJALLISUUS

- Aebischer, N. J., Robertson, P. A. & Kenward, R. E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74 (5): 1313-1325.
- Andrén, H 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective. *Ecology* 73(3): 794-804.
- Andrén, H 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *OIKOS* 71: 355-366.
- Andrén, H., Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *OIKOS* 45: 273-277.
- Angelstam, P. 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *OIKOS* 47: 365-373.
- Baines, D. 1991. Factors contributing to local and regional variation in Black Grouse breeding success in Northern Britain. *Ornis Scand.* 22: 264-269.
- Baines, D., Wilson, I.A. & Beeley, G. 1996. Timing of breeding in Black Grouse *Tetrao tetrix* and Capercaillie *Tetrao urogallus* and distribution of insect food for the chicks. *Ibis* 138: 181-187.
- Borchtschevski, V.G., Hjeljord, O., Wegge, P. & Sivkov, A.V. 2003. Does fragmentation by logging reduce grouse reproductive success in boreal forests? *Wildlife Biology* 9: 275-282.
- Caizergues, A. & Ellison, L. N. 2002. Natal dispersal and its consequences in Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Ibis* 144: 478-487.
- Chinery, M. *Euroopan hyönteisopas*. 1986. Otava, Helsinki. 320 s.
- Erikstad, K.E. 1985. Growth and survival of willow grouse chicks in relation to home range size, brood movements and habitat selection. *Ornis Scand.* 16: 181-90.
- Erikstad, K.E. & Andersen, R. 1983. The effect of weather on food intake, insect prey selection and feeding time in different sized willow grouse broods. *Ornis Scand.* 14: 249-252.
- Erikstad, K.E. & Spidsø 1982. The influence of weather on food intake, insect prey selection and feeding behaviour in Willow Grouse chicks in Northern Norway. *Ornis Scand.* 13: 176-182.
- Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.), 1994. Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisissa havumetsissä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482, 123 s.
- Haimi, J. & Päivinen, J. 2001. Ekologian ja ympäristöhoidon cum laude lajintuntemus, selkärangattomat eläimet. Jyväskylän Yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitoksen opetusmonisteita. 3. painos, 57 s.
- Hanski, I. 2007. *Kutistuva maailma: Elinympäristöjen häviämisen populaatioekologiset seuraukset*. Gaudeamus Kirja, Tampere 2007, 295 s.
- Hansson, L. 1992. Landscape ecology and boreal forests. A review. *TREE* 7 (9): 299-302.
- Helle, P. 1983. Bird communities in openground – climax forest edges in Northeastern Finland. *Oulanka Reports* 3: 39-46.
- Helle, P. & Muona, J. 1985. Invertebrate numbers in edges between clear-fellings and mature forests in Northern Finland. *Silva Fenn.* 19:281-294.
- Helle, P. & Helle, T. 1991. Miten metsärakenteen muutokset selittävät metsäkanalintujen pitkän aikavälin kannanmuutoksia?. *Suomen Riista* 37: 56-66.
- Helle, P. & Ludwig, G. 2003. Onko metsäojituksella vaikutusta metsäkanalintujen määrään? Teoksessa: Jortikka, S., Varmola, M. & Tapaninen, S. (toim.), *Soilla ja kankailla- Metsien hoitoa ja kasvatusta Pohjois-Suomessa*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 903: 33-40.
- Helle, P., Lindén, H. & Wikman, M. 2002. Metsäkanalintujen viimeaikaisista runsaudenmuutoksista Suomessa. *Linnut-* lehden vuosikirja 2002, 92-92.
- Helle, P., Taskinen, E., Lindén, H. & Hokka, P. 1987. Metsäkanalintujen elinympäristöt ja metsätalous. *Suomen Riista* 34: 83-90.
- Helle, T., Helle P., Lindén, H. & Kilpelä, S.-S. 1989. Metson soidinpaikkojen metsikkörakenteesta Pohjois-Suomessa. *Suomen Riista* 35: 26-35.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1984. Effects of modern forestry on northwestern European forest invertebrates – a synthesis. *Acta Forest. Fenn.* 198: 1-32.
- Hill, D.A. 1985. The feeding ecology and survival of pheasant chicks on arable farmland. *Journal of Applied Ecology* 22: 645-654.

- Hissa, R., Rintamäki, H., Saarela, S., Marjakangas, A., Hohtola, E. & Lindén, H. 1982. Metsäkanalintujen lämpötalous ja lämmönsäätelykyvyn kehittyminen. Suomen Riista 29: 29-39.
- Huikari, O. 1995. *Metsämaiden luokitusekologista kartoitusta varten*. Kirjayhtymä, Tampere, 64s.
- Högmander, H., Kankainen, A., Lehtonen, R., Leskinen, E., Lyyra, A-L., Nissinen, K. & Oja, H. 2003. Tilastolliset analyysimenetelmät. TILA04 Tilastomenetelmien jatkokurssi. Jyväskylän yliopiston Matematiikan ja tilastotieteen laitoksen opetusmonisteita. 3.painos, 140 s.
- Itämies, J., Putaala, A., Pirinen, M. & Hissa, R. 1996. The food composition of grey partridge chicks *Perdix perdix* in central Finland. *Ornis Fenn.* 73: 27-34.
- Jokimäki, J., Huhta, E., Itämies, J. & Rahko, P. 1998. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge and stand characteristics. *Canad. J. of Forest Research* 28: 1068-1072.
- Jørgensen, E. & Blix, A.S. 1985. Effects of climate and nutrition on growth and survival of willow ptarmigan chicks. *Ornis Scand.* 16: 99-107.
- Kauhala, K., Helle, P. & Helle, E. 2000. Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. *Ecography* 23: 161-168.
- Kurki, S. & Lindén, H. 1995. Forest fragmentation due to agriculture affects the reproductive success of the ground-nesting black grouse *Tetrao tetrix*. *Ecography* 18: 109-113.
- Kurki, S., Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *OIKOS* 79: 301-310.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998. Abundances of red fox and pine marten in relation to composition of boreal forest landscapes. *Ecology* 67: 355-366.
- Kuuluvainen, T., Jäppinen, J-P., Kivimaa, T., Rassi, P., Salpakivi-Salomaa, P. & Siitonen, J. 2004a. Ihmisen vaikutus Suomen metsiin. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä- Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita, Helsinki, 113-141.
- Kuuluvainen, T., Wallenius, T. & Pennanen J. 2004b. Metsän luontainen rakenne, dynamiikka ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä- Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita, Helsinki, 48-75.
- Kuusinen, M. & Virkkala, R. 2004. Luonnonsuojelulakiin perustuva metsien suojelu. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä- Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita, Helsinki, 195-209.
- Lindén, H. 1981. Growth rates and early energy requirements of captive juvenile capercaillie *Tetrao urogallus*. Suomen riista 39: 53-67.
- Lindén, H. 1996. Teeri (*Tetrao tetrix*). Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.), *Riistan jäljille*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Edita, Helsinki, 178-181.
- Lindén, H. (toim.) 2002. *Metsäkanalintutkimuksia*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Metsästäjäin keskusjärjestö. Gummerus oy.
- Liukkonen-Anttila, T., Putaala, A. & Hissa R. 2001. Feeding of hand-reared grey partridge *Perdix perdix* chicks – importance of invertebrates. *Wildlife Biology* 8 (1): 11-19.
- Ludwig, G. 2007. Mechanisms of Population Declines in Boreal Forest Grouse. PhD thesis, University of Jyväskylä.
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Nissinen, K. & Siitari, H. 2008. Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. *J. Appl. Ecol.* (painossa).
- Ludwig, G. X., Alatalo, R.V., Helle, P., Lindén, H., Lindström, J. & Siitari, H. 2006. Short- and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proc. of the Royal Society B* 273: 2009-2016.
- Madge, S. & McGowan, P.J.K. 2002. *Pheasants, partridges and grouse*. Cristopher Helm Publishers.
- Marcström, V., Kenward, R. E. & Engren, E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *J. of Animal Ecol.* 57: 859-872.
- Marjakangas, A. 2004. Teeri – kaskikoivikoiden lyyrapyrstö. Teoksessa: Nummi, P. & Väänänen, V-M. (toim.), *Jahtimailla. Metsäkanalinnut*. Weilin+Göös Oy, 158-163.

- Mazerolle, M. J. & Villard, M-A. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Ecoscience* 6(1): 117-124.
- Metsäntutkimuslaitos 2007. Metla MetInfo: VMI-tilastot. Metsävarat metsäkeskuksittain. <http://www.metla.fi/metinfo/vmi/>
- Niemelä, J. 1996. Invertebrates and Boreal Forest Management (Review). *Conservation Biology* 11(3): 601-610.
- Park, K.J., Booth, F., Newborn, D. & Hudson, P.J. 2002. Breeding losses of red grouse Glen Esk (NE Scotland): comparative studies, 30 years on. *Ann. Zool. Fenn.* 39: 21-28.
- Park, K.J., Robertson, P.A., Campbell, S.T., Foster, R., Russel, Z.M., Newborn, D. & Hudson, P.J. 2001. The diet and survival of red grouse (*Lagopus lagopus scoticus*) chicks. *J. of Zool. Lond.* 257: 137-145.
- Picozzi, N., Catt, D.C. & Moss, R. 1992. Evaluation of capercaillie habitat. *Journal of Applied Ecology* 29: 751-762.
- Rajala, P. 1960. Metsonpoikasten ravinnosta. *Suomen Riista* 13: 143-155.
- Rajala, P. 1962. Metson, teeren ja riekon elintavoista varhaisessa poikuevaiheessa. *Suomen Riista* 15: 28-52.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1999. *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille*. 7. painos. Yliopistopaino, Helsinki, 569 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2000. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki, 384 s.
- Salemaa, M. 2000a. Mustikka. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki, ss. 128-130.
- Salemaa, M. 2000b. Puolukka. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki, 136-138.
- Siitonen, J. & Hanski, I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita, Helsinki, 76-109.
- Sjöberg, K. 1996. Modern forestry and capercaillie. Teoksessa: DeGraaf, R.M. & Miller, R.I. (toim.), *Conservation of faunal diversity in forested landscapes*. Chapman & Hall, London.
- Storaas, T., Kastedalen, L. ja Wegge, P. 1999. Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biology*. 5:3: 187-192.
- Storch, I. 1993. Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important?. *Oecologia* 95: 257- 265.
- Storch, I. 1994. Habitat and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. *Biol. Conservation* 70: 237-243.
- Storch, I. 2000a. Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview. *Wildlife Biology* 6(3): 195-204.
- Storch, I. 2000b. Grouse science as a process: where do we stand?. *Wildlife Biology* 6(3): 285-290.
- Storch, I. 2002. On Spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-scale Forest Structure Explain Capercaillie numbers?. *Conservation Ecology* 6(1): 6.
- Sutherland, W. J. (toim.) 1996. *Ecological census techniques. A handbook*. Cambridge University press, 336 p.
- Tomppo, E. 2000. Kasvupaikat ja puusto. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki, 62-83.
- Vallinkoski, V-M. 2000. Naarasmetson (*Tetrao urogallus* L.) ja poikueen elinympäristön käyttö kesäaikaan Pohjois-Suomessa. Julkaisematon pro gradu- tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteen laitos, 36 s.
- Vanha-Majamaa, I. 2000. Muuttuva lajisto. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki, 86-87.

- Vanha-Majamaa, I. & Reinikainen, A. 2000. Muuttuvan maankäytön vaikutus kasvillisuuteen. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki, 304-317.
- Van Wilgenburg, S., Mazerolle, D. & Hobson, K. 2001. Patterns of arthropod abundance, vegetation, and microclimate at boreal edge and interior in two landscapes: Implications for forest birds. *Ecoscience* 8(4): 454-461.
- Visser, M.E., Holleman, L.J.M. & Gienapp, P. 2006. Shifts in caterpillar biomass phenology due to climate change and its impact on the breeding biology of an insectivorous bird. *Oecologia* 147: 164-172.
- Wegge, P., Olstad, T., Gregersen, H., Hjeljord, O. & Sivkov, A.V. 2005. Capercaillie broods in pristine boreal forest in northwestern Russia: the importance of insects and cover in habitat selection. *Canad. J. of Zoology* 83: 1547-1555.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C. & Ims, R..A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *OIKOS* 66: 369-380.
- With, K. & Crist, T. 1995. Critical tresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76(8): 2446-2459.

## Liite 1. Radiokanojen merkintäsuot vuosina 2003-05.

Alue	Koordinaatit (Suomen KKJ)	Merkintävuodet
Pohjansuo (Jämsänkoski)	6883N:3405E	2003-05
Kummunsuo (Multia)	6921N:3411E	2003-05
Lehtosuo (Keuruu)	6907N:3394E	2003-05
Valkeisensuo (Jyväskylän mlk)	6914N:3420E	2003-05
Pirttilampi (Keuruu)	6913N:3392E	2004-05
Saarisuo (Multia)	6915N:3395E	2005
Teerisuo (Petäjävesi)	6900N:3399E	2003-2005
Utusuo (Multia)	6939N:3387E	2004-05

Liite 2. Tutkimuksessa käytetyt metsiköiden metsänhoidollista tilaa ja ravinteisuutta kuvaavat elinympäristö(kehitys)luokat (VMI, Huikari 1995).

#### **Aukea hakkuu – A0**

Puuttomat tai avohakkuun jälkeen myyntikelvotonta ja korjaamatta jäänyttä jättö- tai verhopuustoa kasvavat alat (jättö- tai verhopuuston pohjapinta-ala on alle 5 m<sup>3</sup>/ha).

#### **Pieni taimikko – T1**

Taimikko, jonka keskipituus on alle 1,3 m ja jonka runkoluku ylittää vakiintumisrajan. Meneillään olevana vuonna istutetut tai kylvetetyt taimikot luokitellaan aina pieniksi taimikoiksi.

#### **Varttunut taimikko – T2**

Taimikko, jonka keskipituus on yli 1,3 m ja jonka runkotiheys ylittää vakiintumisrajan. Varttuneen taimikon keskiläpimitta rinnankorkeudella on alle 8 cm tai valtapituus on männyllä ja kuusella 7 m ja koivulla alle 9 m.

#### **Nuori kasvatusmetsikkö – 02**

Metsikkö, jonka keskiläpimitta rinnankorkeudella on enintään 16 cm, mutta vähintään 8 cm. Havupuuvaltaisissa metsiköissä valtapituus on yli 7 metriä ja koivikoissa yli 9 metriä.

#### **Varttunut kasvatusmetsikkö – 03**

Metsikkö, jonka keskiläpimitta rinnankorkeudella on yli 16 cm, mutta joka ei täytä suositeltua uudistamisläpimittaa, tai metsikkö, jonka keski-ikä on vähintään 0,8 kertaa suosituskieroaika, mutta ei ole sitä vielä saavuttanut.

#### **Varttunut uudistuskypsä metsikkö – 04**

Metsikkö, jonka pohjapinta-alalla painotettu keskiläpimitta on vähintään suositeltu uudistamisläpimitta tai keski-ikä on vähintään uudistamiskä. Jos puusto on syntynyt ennen ojitusta ojitetuilla turvemaidilla, uudistamiskypsyyttä on arvioitava ensisijaisesti puuston kasvun ja järeyden perusteella.

#### **Tuore kasvatusmetsä (MT, kehitysluokka 02-03)**

Etelä- ja Keski-Suomessa mustikka- tai mustikka-puolukkatyyppin metsiä, joiden valtapuuna on kuusi tai mänty. Ne voivat olla myös sekametsiä, joissa on lehtipuuta melko runsaastikin mukana. Kenttäkerros varpuvaltainen, mustikan ollessa runsain laji. Varpujen yhteispeittävyys on yleisesti 60-80 % ruohojen ja heinien peittävyyksien jäädessä alle 5 %:iin.

#### **Kuivahko kasvatusmetsä (VT, kehitysluokka 02-03)**

Etelä- ja Keski-Suomessa valoisia puolukkatyyppin metsiä, joiden valtapuuna kasvaa mänty. Kenttäkerroksessa varpujen peittävyys yleensä keskinkertainen, 35-65 %, ja ruoho- ja heinäkasveja esiintyy yleisesti.

#### **Räme**

Puustoinen mäntyä kasvava suotyyppi. Luonnontilaiset rämeet ovat eroteltavissa useisiin tyypeihin niiden pohja- ja kenttäkerroksen ilmentäjälajien mukaan. Ojitetut rämeet luokitellaan ojikkoihin, muuttumiin ja turvekankaisiin alkuperäisen suokasvillisuuden ja niiltä alaa valtaavan kangasmetsäkasvillisuuden välisen suhteen perusteella.

Liite 3. Tutkimuksessa tarkasteltujen kasvillisuusmuuttujien tiheyksien vaihtelu poikueympäristöissä vuosina 2003-05. Taulukossa on esitetty muuttujien keskiarvot ja keskihajonnat (S.D.) suluissa.

Elinympäristöluokka	N	Kasvillisuusmuuttuja		
		Varpujen (a.) ja varpujen + kanervan (b.) yhteispeittävyys	Heinien-ruohojen yhteispeittävyys	Pensaiden yhteismäärä
Pelto	16	a. 0 % ( $\pm 1$ ) b. 0 % ( $\pm 1$ )	97 % ( $\pm 5$ )	2 kpl ( $\pm 9$ )
Tuore hakkuu, A0, aukea	23	a. 6 % ( $\pm 9$ ) b. 8 % ( $\pm 12$ )	72 % ( $\pm 39$ )	28 kpl ( $\pm 29$ )
Nuori taimikko, T1	36	a. 12 % ( $\pm 13$ ) b. 15 % ( $\pm 16$ )	76 % ( $\pm 34$ )	103 kpl ( $\pm 89$ )
Vartt. taimikko T2	63	a. 21 % ( $\pm 20$ ) b. 27 % ( $\pm 24$ )	55 % ( $\pm 31$ )	68 kpl ( $\pm 53$ )
Kasv. metsä 02-03	186	a. 43 % ( $\pm 26$ ) b. 44 % ( $\pm 26$ )	36 % ( $\pm 29$ )	47 kpl ( $\pm 39$ )
Uudist. metsä, 04	9	a. 40 % ( $\pm 31$ ) b. 43 % ( $\pm 30$ )	20 % ( $\pm 25$ )	27 kpl ( $\pm 22$ )
Räme	32	a. 43 % ( $\pm 35$ ) b. 48 % ( $\pm 37$ )	33 % ( $\pm 29$ )	41 kpl ( $\pm 41$ )
Reunavyöhyke	46	a. 38 % ( $\pm 22$ ) b. 43 % ( $\pm 25$ )	40 % ( $\pm 35$ )	90 kpl ( $\pm 61$ )

Liite 4. Tutkimuksessa käytetty selkärangattomien taksonominen (lahkot) ryhmittely.

Araneida (luokka), hämähäkit

Coleoptera, kovakuoriaiset (aikuiset ja toukat erikseen)

Collembola, hyppyhäntäiset

Diptera, kaksisiipiset (aikuiset ja toukat erikseen)

Heteroptera, luteet

Hymenoptera, pistiäiset (aikuiset ja toukat erikseen, muurahaiset, *Formicidae*, erikseen)

Homoptera, yhtäläissiipiset

Lepidoptera, perhoset (aikuiset ja toukat erikseen)

Opiliones (luokka), lukit

Orthoptera, suorasiipiset

Liite 5. Tutkimuksessa tarkasteltujen kasvillisuusmuuttujien tiheyksien vaihtelu eri selkärangatonkeräysympäristöissä vuonna 2005. Taulukossa on esitetty muuttujien keskiarvot ja keskihajonnat (S.D.) suluissa.

Elinympäristöluokka	N	Varpujen yhteispeittävyys	Heinien-ruohojen yhteispeittävyys	Pensaiden yhteismäärä
Nuori taimikko, T1	38	8 % ( $\pm 8$ )	115 % ( $\pm 17$ )	162 kpl ( $\pm 57$ )
Varttunut taimikko, T2	39	27 % ( $\pm 10$ )	88 % ( $\pm 14$ )	76 kpl ( $\pm 32$ )
Kasvatusmetsä, kuivahko	39	45 % ( $\pm 15$ )	74 % ( $\pm 45$ )	41 kpl ( $\pm 11$ )
Kasvatusmetsä, tuore	37	78 % ( $\pm 10$ )	6 % ( $\pm 4$ )	34 kpl ( $\pm 19$ )
Uudistust. Metsä, 04	36	60 % ( $\pm 22$ )	13 % ( $\pm 10$ )	31 kpl ( $\pm 14$ )
Räme	40	81 % ( $\pm 17$ )	30 % ( $\pm 16$ )	22 kpl ( $\pm 4$ )



Liite 6. Elinympäristöluokkien väliset merkitsevät erot selkärangattomien kokonaismäärää selittävissä muuttujissa (parittaiset vertailut; Tukey / Mann-Whitney).

Selkärangaton- muuttuja	Eroavat kehitysluokat	P-arvo	Testi
Kok.kuivapaino	Nuori taimikko vs. vartt. taimikko	p< 0,001	Tukey
	vs. kuivahko kasv.metsä	p< 0,001	
	vs. vartt. metsä	p= 0,039	
	vs. räme	p=0,007	
	Kuivahko kasv.metsä vs. nuori taimikko	p< 0,001	
	vs. vartt. taimikko	p= 0,013	
	vs. tuore kasv.metsä	p< 0,001	
	vs. vartt. metsä	p< 0,001	
	vs. räme	p= 0,001	
Kok.kuivap2	Varttunut taimikko vs. nuori taimikko	p= 0,001	Tukey
	vs. tuore kasv.metsä	p< 0,001	
	vs. vartt. metsä	p= 0,010	
	vs. räme	p< 0,001	
Kok.yksilömäärä	Varttunut taimikko vs. nuori taimikko	p= 0,003	Mann- Whitney
	vs. kuivahko kasv.metsä	p= 0,025	
	vs. tuore kasv.metsä	p= 0,004	
	vs. vartt. metsä	p= 0,013	
	vs. räme	p<0,001	
	Kuivahko kasv.metsä vs. nuori taimikko	p< 0,001	
	vs. vartt. taimikko	p= 0,025	
	vs. tuore kasv.metsä	p< 0,001	
	vs. vartt. metsä	p< 0,001	
	Räme vs. nuori taimikko	p< 0,001	
	Vs. varttunut taimikko	p< 0,001	
	vs. tuore kasv.metsä	p< 0,001	
vs. vartt. metsä	p< 0,001		

## Liite 7. Keräysviikkojen väliset merkitsevät erot selkärangatonmäärissä (Mann-Whitney).

Selkärangatonmuuttuja	Eroavat keräysviikot	P-arvo
Kok. kuivapaino (sis. kaikki ryhmät)	Viikko 23 vs. viikko 24	p= 0,003
	vs. viikko 25	p= 0,037
	vs. viikko 26	p= 0,001
	Viikko 24 vs. viikko 27	p= 0,012
	Viikko 25 vs. viikko 26	p= 0,025
	Viikko 26 vs. viikko 27	p= 0,003
Kok. yksilömäärä	Viikko 23 vs. viikko 24	p= 0,001
	vs. viikko 25	p< 0,001
	vs. viikko 26	p< 0,001
	vs. viikko 27	p< 0,001
	Viikko 24 vs. viikko 26	p< 0,001
	Viikko 25 vs. viikko 26	p< 0,001
	Viikko 26 vs. viikko 27	p= 0,016
Perhostoukat	Viikko 23 vs. viikko 27	p= 0,008
	Viikko 24 vs. viikko 26	p= 0,010
	Viikko 25 vs. viikko 27	p= 0,003
Hämähäkkieläimet	Viikko 23 vs. viikko 24	p= 0,001
	vs. viikko 25	p< 0,001
	vs. viikko 26	p< 0,001
	vs. viikko 27	p< 0,001
Lentävät hyönteiset	Viikko 23 vs. viikko 24	p= 0,030
	vs. viikko 25	p< 0,001
	vs. viikko 26	p< 0,001
	vs. viikko 27	p< 0,001
	Viikko 24 vs. viikko 25	p< 0,001
	vs. viikko 26	p< 0,001
	vs. viikko 27	p< 0,001
	Viikko 25 vs. viikko 26	p< 0,001
	vs. viikko 27	p= 0,011
Viikko 26 vs. viikko 27	p= 0,019	
Kovakuoriaiset	Viikko 23 vs. viikko 24	p= 0,001
	vs. viikko 26	p= 0,001
	vs. viikko 27	p< 0,001
	Viikko 24 vs. viikko 25	p= 0,027
	Viikko 25 vs. viikko 26	p= 0,012
	vs. viikko 27	p= 0,002

Liite 8. Keskimääräiset (ka) selkärangatonsaannot (yksilöä, mg) eri elinympäristöluokkien näytteissä. Suluissa keskihajonta, S.D.

Selkärangatonmuuttuja	Elinympäristöluokka					
	T1	T2	Kuivahko 02-03	Tuore 02-03	04	Räme
Araneida + Opliones	11 ( $\pm$ 4)	10 ( $\pm$ 6)	18 ( $\pm$ 10)	48 ( $\pm$ 20)	57 ( $\pm$ 35)	23 ( $\pm$ 22)
Coleoptera, aik.	9 ( $\pm$ 5)	6 ( $\pm$ 3)	5 ( $\pm$ 5)	13 ( $\pm$ 9)	13 ( $\pm$ 14)	8 ( $\pm$ 3)
Collembola	1 ( $\pm$ 1)	1 ( $\pm$ 1)	4 ( $\pm$ 5)	29 ( $\pm$ 20)	36 ( $\pm$ 41)	1 ( $\pm$ 2)
Diptera + Hymenoptera, lentävät	47 ( $\pm$ 29)	33 ( $\pm$ 23)	26 ( $\pm$ 21)	31 ( $\pm$ 19)	31 ( $\pm$ 18)	14 ( $\pm$ 8)
Formicidae	4 ( $\pm$ 4)	3 ( $\pm$ 3)	3 ( $\pm$ 2)	4 ( $\pm$ 3)	5 ( $\pm$ 5)	3 ( $\pm$ 3)
Heteroptera	8 ( $\pm$ 6)	6 ( $\pm$ 6)	0 ( $\pm$ 0)	1 ( $\pm$ 3)	1 ( $\pm$ 1)	0 ( $\pm$ 0)
Homoptera	70 ( $\pm$ 49)	44 ( $\pm$ 26)	25 ( $\pm$ 24)	10 ( $\pm$ 12)	5 ( $\pm$ 6)	4 ( $\pm$ 4)
Lepidoptera, aik	2 ( $\pm$ 2)	1 ( $\pm$ 1)	1 ( $\pm$ )	3 ( $\pm$ 4)	3 ( $\pm$ 6)	1 ( $\pm$ 1)
Lepidoptera, toukat	1 ( $\pm$ 1)	1 ( $\pm$ 1)	2 ( $\pm$ 2)	4 ( $\pm$ 3)	3 ( $\pm$ 4)	4 ( $\pm$ 5)
Orthoptera	1 ( $\pm$ 1)	0 ( $\pm$ 0)	0 ( $\pm$ 0)	0 ( $\pm$ 0)	0 ( $\pm$ 0)	0 ( $\pm$ 0)
Kokonaistoukkamäärä	5 ( $\pm$ 8)	3 ( $\pm$ 3)	3 ( $\pm$ 3)	5 ( $\pm$ 3)	5 ( $\pm$ 5)	7 ( $\pm$ 5)
Kokonaisyksilömäärä	156 ( $\pm$ 75)	107 ( $\pm$ 49)	84 ( $\pm$ 48)	146 ( $\pm$ 56)	156 ( $\pm$ 90)	62 ( $\pm$ 26)
Kokonaiskuivapaino, mg (kok.kuivap., kaikki ryhmät)	177 ( $\pm$ 71)	114 ( $\pm$ 55)	78 ( $\pm$ 33)	164 ( $\pm$ 74)	146 ( $\pm$ 107)	123 ( $\pm$ 60)
Kok.kuivapaino2, mg (kok.kuivap2, Collembola ja Homoptera poistettu)	123 ( $\pm$ 47)	83 ( $\pm$ 48)	61 ( $\pm$ 28)	151 ( $\pm$ 67)	133 ( $\pm$ 98)	122 ( $\pm$ 60)

