

Pro Gradu – tutkielma

**Metsälain (1093/1996) 10§:n määrittelemien lehtojen
merkitys putkilokasvilajiston monimuotoisuuden
säilymiselle**

Hanna Hartikainen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

29.5.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

HARTIKAINEN, H. : Metsälain (1093/1996) 10§:n määrittelemien lehtojen merkitys putkilokasvilajiston monimuotoisuuden säilymiselle

Pro Gradu – tutkielma: s. 40, 4 liitettä

Työn ohjaajat: Professori Mikko Mönkkönen, Fil. lis. Veli Saari

Tarkastajat: Professori Mikko Mönkkönen, yliassistentti Matti Koivula

Toukokuu 2008

Hakusanat: lehto, metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, monimuotoisuus, reunavaikutus

TIIVISTELMÄ

Nykyaikainen tehometsätalous on syynä useiden lajien uhanalaistumiseen. Metsätalous on pirstonnut ennen yhtenäisiä metsäalueita sekä laskenut luonnontilaisen metsän määrää erityisesti Etelä-Suomessa. Metsälajiston monimuotoisuuden sekä metsälajien harvinaistumisen pysäyttämiseksi laadittiin metsälaki vuonna 1996. Siinä määritellään seitsemän erilaista metsien monimuotoisuudelle keskeistä elinympäristöä, joiden turvaamisella pyritään säilyttämään metsien ainutlaatuista lajistoa. Lehdot ovat eräs näistä metsälain erityisen tärkeistä elinympäristöistä. Lehdossa tavataan noin kolmannes Suomen uhanalaisista putkilokasveista. Metsälakikohteiden merkityksestä uhanalaisen lajiston säilyttämisessä, on kuitenkin tehty vähän tutkimuksia. Suurin osa tutkimuksista on tehty Ruotsissa tai Norjassa, mutta Suomessa tutkimus on vielä ollut melko vähäistä. Tässä tutkimuksessa haluttiin selvittää, mikä merkitys lehdolla on uhanalaisten lajien säilymiselle. Tavoitteena oli myös selvittää, onko metsälakikohteilla enemmän uhanalaisia lajeja kuin vastaavan kaltaisilla suojelualueiden lehdolla. Lisäksi haluttiin selvittää, kuinka metsälakikohteiden sijainti hakkuuaukkojen keskellä vaikuttaa lajistoon. Tämän selvittämiseksi metsälakikohteita vertailtiin suojelualueilla sijainneisiin vastaavanlaisiin lehtoalueisiin. Näytealakohtaisten analyysien lisäksi analysoitiin myös aluekohtaisella tasolla. Saadut tulokset olivat osittain yllättävät. Tutkimuksessa ei löydetty ollenkaan uhanalaisia putkilokasveja. Joitakin alueellisesti melko harvinaisia lajeja löydettiin. Putkilokasveissa uhanalaisia lajeja on huomattavasti vähemmän kuin joissakin toisissa eliöryhmissä, kuten jäkälissä ja sammalissa. Metsälakikohteilla lehtolajien peittävyys sekä lehtolajien kokonaismäärä oli suurempi kuin suojelualueilla. Kokonaislajimäärä ja kokonaispeittävyys olivat myös suuremmat metsälakikohteilla kuin suojelualueilla. Vaikka lehtolajit yleistyivät metsälakikohteilla, diversiteetti-indeksien tarkasteltu osoitti metsälakikohteiden yhteisörakenteen muuttuneen. Metsälakikohteilla oli suurempi alueen sisäinen vaihtelu ja vain harva lehtolaji esiintyi usealla näytealalla. Tämä seurauksena alueiden kokonaislajimäärät kasvoivat. Todennäköisin elinympäristön muutoksen selittäjä on reunavaikutus. Kokonaislajimäärä korreloi reunavaikutuksen kanssa positiivisesti. Metsälakikohteilla näyttää olevan merkitystä lehtolajiston säilyttäjänä, vaikka reunavaikutus muuttaakin yhteisön koostumusta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Ecological and Environmental Science

HARTIKAINEN, H.: Importance of the herb-rich forest habitats meant by forest law (1093/1996) 10§ to preserve biodiversity of vascular plants

Master of Science Thesis: 40 p, 4 appendices

Supervisors: Prof. Mikko Mönkkönen, Licentiate in Philosophy Veli Saari

Inspectors: Prof. Mikko Mönkkönen, Senior Assistant Matti Koivula

May 2008

Key Words: boreal herb-rich forests, edge effects, Finnish Forest Act, key habitats, vascular plants

ABSTRACT

Modern forest industry is major threat to forest biodiversity. Forestry has fragmented continuous forest cover in Finland. Natural forests that were prevalent before are now only a minor part of the landscape in the Southern Finland. Finnish Forest Act tries to stop the loss of biodiversity in Finnish forests and tries to enhance biodiversity in Finnish forests. Finnish Forest Act defines seven different types of Forest Act habitats or key habitats. These key habitats are thought to be for special importance for the forests species and forest biodiversity. Boreal herb-rich forests are one type of these key habitats. About one third of Finnish threatened vascular plants are found in boreal herb-rich forests. There is little study of the true meaning of key habitats for the biodiversity. Some studies have been made in Sweden and Norway, but in Finland this area of study has been neglected. One of the aims of this study was to find out, if the boreal herb-rich forest key habitats could support more threatened species than those boreal herb-rich forests that were situated in natural reserves. Second aim was to find out to if the key habitats support more vascular plant species than boreal herb-rich forests that were situated in the natural reserves. Third aim was to find out if the clear-cutting had an effect on the community structure of the key habitats. To find out this, there were two study groups. One was the boreal herb-rich forests key habitats that were situated near or in the clear cuttings. This group was compared to boreal herb-rich forests that were situated in the natural reserves. Results were some what surprising. No threatened vascular plants were found. Some regionally rare vascular plants were found. Nemoral species were more abundant and their cover was bigger in the key habitats than it was in the natural reserves. Total number of species and total cover of species were bigger in the key habitats than it was in the natural reserves. Although there were more species in the key habitats, the community structure was altered. This can be seen when one studies diversity indexes. In the key habitats there was more internal variation than in the natural reserves. This is most likely due to the edge effects. Total number of species correlated positively whit edge effect. Boreal herb-rich habitats can preserve nemoral species although edge effects can alter community structure.

Sisältö

1. JOHDANTO.....	5
2. AINEISTO JA MENETELMÄT.....	7
2.1 Tutkimuksen toteutus.....	7
2.2 Peittävyysanalyysit	9
2.2 Luonnontilaisuus ja reunavaikutus	10
3. TULOKSET	13
3.1 Putkilokasvien esiintyminen ja lajimäärät	13
3.2 Putkilokasvien peittävyys	17
3.4 Reunavaikutus ja luonnontila.....	20
4. TULOSTEN TARKASTELU	24
4.1 Kasvilajiston rakenne ja monimuotoisuus	24
4.2 Reunavaikutus ja kasvilajisto.....	26
4.3 Luonnontila ja kasvilajisto.....	27
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	28
Kiitokset.....	30
Kirjallisuus	31
Liite 1. Maastolomake.	33
Liite 2. Lehtolajit.....	34
Liite 3. Kaikki tutkimuksessa havaitut lajit	35
Liite 4. Lajien esiintyminen tutkimusalueella	38

1. JOHDANTO

Lehdot ovat Suomen luonnon metsätyypeistä rehevimpiä (Komiteanmietintö 1988). Suomalaiset lehdot ovat oma ja selkeästi poikkeava tyyppinsä (borealiset lehdot) erotuksensa eteläisemmän lauhkean vyöhykkeen lehdoista (Eurola 1999). Lehtoja esiintyy koko maassa, mutta melko harvinaisina ja pienialaisina kohteina. Yleisimpiä lehdot ovat niin kutsuttujen lehtokeskusten alueella (Kaakinen 1992). Lehtokeskuksiin ja yleisestikin lehtojen esiintymiseen liittyy maaperän tavallista runsaampi ravinteisuus, joka johtuu yleensä emäksisistä kivilajeista (Kuusipalo 1996). Lehtometsien maannos poikkeaa tavallisesta kangasmetsän podsolimaannoksesta olemalla lehtomultaa, mikä on kangasmetsän ja lehdon tärkein erottava piirre (Alanen 1998). Lehtojen kasvillisuudessa ruohot ja heinät ovat vallitsevia ja esiintyvät usein monilajisina. Varvut puuttuvat usein lähes kokonaan, mutta mustikkaa saattaa esiintyä vähäisissä määrin (Kalliola 1973). Suurin osa Suomen lehdoista, etenkin keski- ja pohjoisosissa, on kuusivaltaisia. Kaikki lehtipuuvaltaiset metsät eivät ole tarpeeksi ravinteisia ja kasvilajistoltaan monipuolisia, jotta niitä voitaisiin kutsua lehdoiksi (Kuusipalo 1996). Kuusen havunneulaskarikeri kuitenkin muuttaa maaperän pH:ta, millä voi olla haitallisia vaikutuksia lehtojen kasvilajistoon.

Lehtoja arvioidaan nykyään olevan n. 1 prosenti Suomen metsäpinta-alasta (Komiteanmietintö 1988). Lehdot ovat aina olleet melko harvinaisia, mutta erityisen kohtalokasta niille oli metsien raivaaminen maatalouskäyttöön erityisesti Etelä-Suomen viljavilla mailla (Kaakinen 1992). Karjan laiduntaminen metsissä oli hyvin tavallista 1900-luvun alkupuolelle asti, mikä on osaltaan vaikuttanut lehtojen lajistoon erityisesti Etelä-Suomessa (Alanen ym. 1995). Joitakin lehtoja on säästynyt raivaukselta ja laidunnukselta, mutta ne ovat usein pieninä ja eristyneinä sirpaleina viljelysten ja talousmetsän keskellä. Nykyään lehtoja uhkaa erityisesti rakentaminen ja metsätalous, minkä seurauksena monet lehtolajit ovat uhanalaisia (Rassi ym. 2001). Ensimmäiset lehdot suojeltiin jo 1920-luvulla Etelä-Suomessa (Alanen 1992). 1980-luvulla perustettiin lehtojensuojelutyöryhmä, jonka tehtävänä oli kartoittaa koko Suomen merkittävät lehdot. Tämän ehdotuksen pohjalta perustettiin suojelualueita ja ohjelman toteutuksen on tarkoitus olla valmis 2000-luvun alkuun mennessä. Esimerkiksi Keski-Suomessa on 20 lehtojen suojeluohjelman kohdetta, joista 96 % on suojeltu (tilanne 31.12.2005 mennessä) (Keski-Suomen ympäristökeskus 2006).

Lajien uhanalaistuminen ja sen pysäyttäminen on ollut metsäkeskustelun keskeisiä teemoja 1990-luvun lopusta alkaen (Hanski ym. 2007). Vuonna 1997 tuli voimaan uusi metsälaki (N:o 1093/1996), jolla pyritään edistämään ja lisäämään talousmetsien monimuotoisuutta, sekä turvaamaan monimuotoisuuden säilyminen metsissä. Laissa määritellään muun muassa metsien erityisen tärkeät elinympäristöt (METE-kohteet), jotka ovat erittäin tärkeitä metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi. Tällaisia elinympäristöjä ovat esimerkiksi rehevät lehtolaikut. Kohteet määritellään laissa pienialaisiksi, mutta laissa ei ole määritelty mitään rajaa sille, minkä kokoinen kohde on pienialainen. Lisäksi kohteilta edellytetään luonnontilaisuutta tai luonnontilaisen kaltaisuutta sekä selkeää eroamista ympäristöstään (Metsälaki 1996). METE-kohteiden yhtenä tarkoituksena on täydentää jo olemassa olevaa suojelualueverkostoa ja turvata luonnonsuojelu myös suojelualueiden ulkopuolella. Esimerkiksi lehtokohteita löytyi METE-kartoituksessa yksityismetsistä lähes 4000 hehtaaria (Yrjönen 2004). Suojeluohjelmin on ennestään suojeltu noin 6500 hehtaaria lehtoja (Suomen ympäristökeskus 2007), joten metsälakikohteilla voi olla tärkeä merkitys suojeluohjelman täydentämisessä.

Suomessa on tutkittu vähän, mikä on metsälakikohteiden todellinen merkitys lajiston säilymiselle. Joitakin tutkimuksia on tehty Suomessa esimerkiksi käävillä (Basidiomycota) (Junnilinen & Kouki 2006) sekä putkilokasveilla (Pykälä 2007). Ruotsissa aihetta on tutkittu enemmän. Ruotsissa on selvitetty esimerkiksi putkilokasvien ja sammalien esiintymistä niin kutsutuilla avainbiotoopeilla (esim. Gustafsson 2000, Gjerde ym. 2004). Avainbiotoopit eivät täysin vastaa Suomen metsälakikohteita, vaan ne ymmärretään pikemminkin lajistokeskittymiksi, joilla on tärkeä merkitys erityisesti uhanalaisille lajeille (Nitare & Norén 1992). Gustafssonin (2000) tutkimuksessa verrattiin avainbiotooppien kasvilajistoa satunnaisesti talousmetsästä valittuihin alueisiin. Avainbiotoopeilla oli enemmän uhanalaisia lajeja kuin talousmetsässä, mutta löydetyt uhanalaiset lajit eivät jakaantuneet eri lajiryhmiin tasaisesti. Gustafsson (2000) löysi eniten uhanalaisia jäkälää ja sammalia, mutta uhanalaisia putkilokasveja löytyi vain yksi laji. Suomessa tehdyssä Pykälän (2007) tutkimuksessa, jossa tutkittiin METE-kohteita Lohjalla, tulokset olivat samansuuntaisia. Metsälakikohteet olivat tärkeitä uhanalaisille jäkälille ja sammalille, mutta putkilokasveille niiden merkitys oli pienempi.

Eräät tutkijat ovat kritisoineet (katso esimerkiksi Hanski 2007), etteivät metsälakikohteet ole tarpeeksi isoja eikä niitä ole riittävästi, että ne voisivat oikeasti estää lajien häviämistä. Kohteiden pienialaisuus altistaa ne toki monille ongelmille, esimerkiksi reunavaikutukselle ja sukupuuttovelalle, mutta metsälakikohteilla voi silti olla merkitystä lajistolle. Tätä tukee esimerkiksi Korvenpään ym. (2002) tutkimus, jossa metsälakikohteilla oli enemmän uhanalaista lajistoa, lähinnä uhanalaisia sammalia, kuin varsinaisilla suojeleuhojelmilla suojelluilla alueilla. Reunavaikutus on kuitenkin erityisen iso ongelma metsälakikohteilla. Useimmat metsälakikohteet ovat hyvin pieniä, sillä METE-kohteiden keskimääräinen koko on vain 0,62 hehtaaria (Yrjönen 2004). Pienialaisilla kohteilla reunavaikutuksen merkitys ympäristötekijöihin on suurin (Primack 2006). Tämä johtuu siitä, että reunavaikutuksen ajatellaan muuttavan esimerkiksi pienilmastoa jopa 75 metrin päässä (Murcia 1995), jolloin kovin pienessä laikussa ei voi säilyä ollenkaan niin sanottua ydinaluetta, jolla ympäristöominaisuudet eivät ole muuttuneet. Reunavaikutus voi näkyä suoraan lajiston koostumuksessakin, sillä joissakin tutkimuksissa on havaittu esimerkiksi puiden kuolleisuuden lisääntyneen reunalla (Chen ym. 1992). Sukupuuttovelalla taas tarkoitetaan sitä lajimäärän vähenemistä viiveellä, mikä seuraa sopivan elinympäristön tuhoutumisesta ja pirstoutumisesta (Berglund & Jonsson 2005). Sukupuuttovelka ei siis näy välttämättä heti yhteisöissä, vaan se voi tulla näkyviin pitkänkin ajan kuluttua. Metsälakikohteiden tutkiminen on tämän vuoksi tärkeää, jotta voidaan paremmin arvioida niiden todellista merkitystä lajistolle sekä niiden roolia metsälajiston uhanalaistumisen pysäyttämisessä.

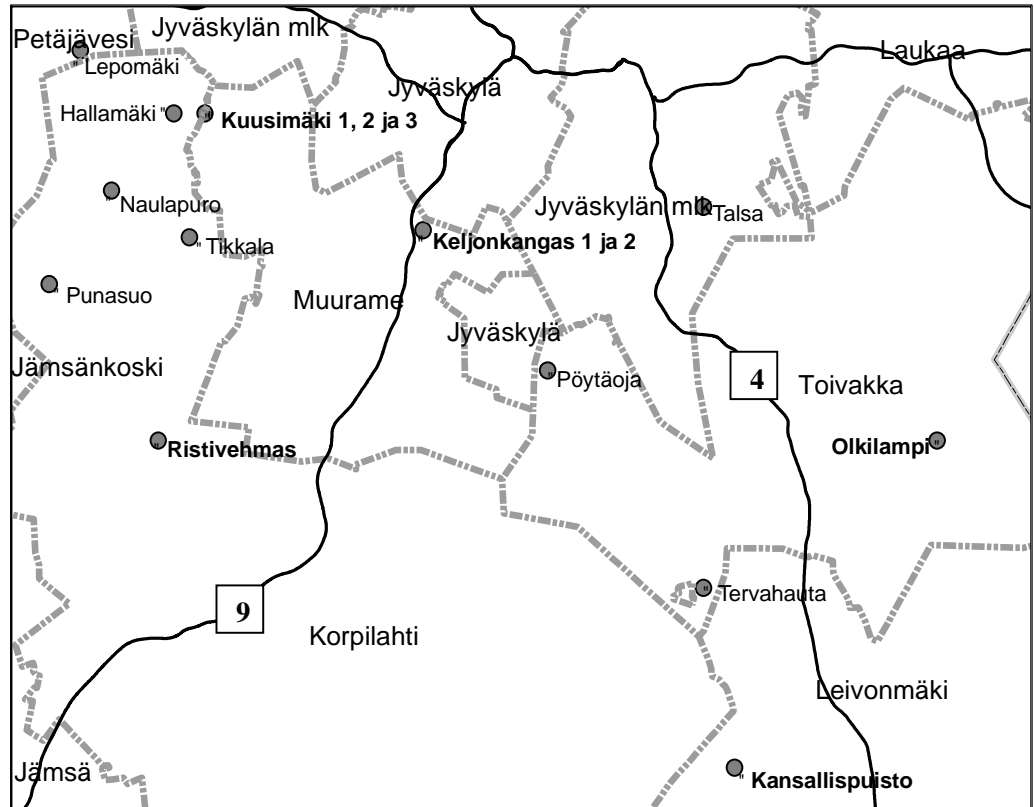
Metsälain (1996) mukaan metsälakikohteiden ominaispiirteiden tulisi säilyä metsätaloustoimien yhteydessä. Lievät metsänkäsittelytoimet kuten poimintahakkuut ovat sallittuja kohteilla, mikäli ne eivät muuta kohteen ominaispiirteitä (Metsälaki 1996). Koska metsälakikohteet ovat pienialaisia, myös kohdetta ympäröivän metsän käsittelyllä voidaan kuitenkin odottaa olevan vaikutuksia kohteen elinympäristön ominaispiirteisiin ja siten myös sillä elävään lajistoon, esimerkiksi reunavaikutuksen takia, vaikka itse kohde jätettäisiin kokonaan metsänkäsittelyjen ulkopuolelle. Kaikki aiemmat tutkimukset metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen merkityksestä lajien elinympäristöinä on tehty vertaamalla niiden lajistoa talousmetsien lajistoon, eikä ole olemassa minkäänlaista tietoa siitä, säilyvätkö kohteiden ominaispiirteet, esimerkiksi kohteelle tyypillinen lajisto, kohteen ympäristössä tapahtuvien metsän käsittelyjen yhteydessä. Kun verrataan metsälakikohteita, joiden ympäristöä ei ole käsitelty, sellaisiin metsälakikohteisiin, joiden ympäristössä on metsää

uudistettu, saadaan parempi käsitys kohteiden todellisesta merkityksestä lajien esiintymien säilyttäjinä kuin vertaamalla metsälakikohteita kohteiden ulkopuolisiin talousmetsiin. Tutkimuksen eräs mielenkiintoisimpia kysymyksiä onkin, onko putkilokasvilajisto monilajisempaa suojelualueen keskellä sijaitsevilla lehtoja edustavilla metsälakikohteilla kuin talousmetsän keskellä sijaitsevilla metsälakikohteilla. Jos ympäristön käsittely muuttaa talousmetsän kohteita, sen pitäisi näkyä sekä lajimäärissä että lajiston rakenteessa. Eräs selittävä tekijä kasvillisuuden muutoksessa voi olla reunavaikutus, jonka merkitys korostuu pienillä kohteilla ja jonka on todettu muuttavan lajiston koostumusta (Murcia 1995). Reunavaikutus näkyy lajistossa yleensä siten, että ympäröiviltä alueilta leviää kasvilajeja, jotka eivät kuulu alkuperäiseen lajistoon (Murcia 1995). Esimerkiksi hakkuuaukon lajit voivat mahdollisesti kolonisoida reunavaikutteisen metsän. Erityisen mielenkiintoista onkin tämän perusteella, muuttuuko lehtokasvien yleisyys talousmetsien METE-kohteissa verrattuna käsittelemättömiin (suojelualueella sijaitsevien) METE-kohteisiin ja onko reunavaikutuksella jotakin yhteyttä tähän muutokseen. Kasvillisuuden rakennetta analysoitiin kahdella tasolla, näytealan ja alueen tasolla. Alueen korkea lajimäärä voi johtua siitä, että kaikilla näytealoilla on runsaasti lajeja, jolloin alueen kokonaislajimäärä kasvaa suureksi. Toinen vaihtoehto on se, että näytealojen välinen vaihtelu lajiston koostumuksessa on suurta. Lajiston sekä alueiden luonnonsuojelullisen arvon kannalta kiinnostavinta on, se esiintyykö tutkituilla alueilla ollenkaan uhanalaisia tai harvinaisia lajeja. Joissakin tutkimuksissa talousmetsän metsälakikohteilta on löydetty enemmän harvinaisia lajeja verrattuna ympäröivään talousmetsään (esim. Gustafsson 2000), mutta putkilokasvien tapauksessa löydettyjen uhanalaisten lajien lajimäärät ovat yleensä pieniä. Uhanalaiset putkilokasvit esiintyvät yleensä varsin suppealla alueella.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimuksen toteutus

Tutkimus tehtiin heinä- ja elokuussa 2006. Tutkimuskohteet sijaitsivat Metsähallituksen omistamilla mailla Keski-Suomessa, eteläborealisella vyöhykkeellä (Kartta 1). Suurin osa alueista sijaitsi Jyväskylän lähiympäristössä; Korpilahdella, Muuramessa, Toivakassa, Leivonmäellä, Jyväskylässä sekä Jyväskylän maalaiskunnassa. Alueiden valinnassa pyrittiin siihen, että kohteet olisivat lehtotyypiltään, pinta-alaltaan sekä muilta ominaisuuksiltaan mahdollisimman samanlaisia. Tavoitteena oli myös, että samaan pariin kuuluvat (suojelualuekohde–talousmetsäkohde) alueet sijaitsivat mahdollisimman lähellä toisiaan. Tällä pyrittiin siihen, että kohteiden ympäristöolot mahdollisimman samanlaisia. Suojelualueilla sijaitsevat METE-lehdot toimivat kontrollina, joihin verrattiin talousmetsässä sijaitsevia metsälakikohteita. Tavoitteena oli, että suojelualueiden kohteet olisivat mahdollisimman suojaisia eikä niissä näkyisi merkkejä ihmistoiminnan vaikutuksista. Talousmetsän kohteet pyrittiin valitsemaan taas siten, että ne sijaitsivat käsitellyssä ympäristössä, usein avohakkuuseen tai nuoreen kasvatusmetsään rajoittuvana. Tällä pyrittiin siihen, että metsälakikohteiden olot vastaisivat mahdollisimman hyvin todellisuutta, sillä usein METE-kohteet sijaitsevat hakkuiden keskellä tai rajoittuvat joltain sivulta hakkuihin.



Kartta 1. Tutkimuskohteiden sijainti. Kartan mittakaava on 1:300 000. Lihavoidut alueet sijaitsevat suojelualueilla. Pohjakartta (C) Maanmittauslaitos lupanro 51/MML/08

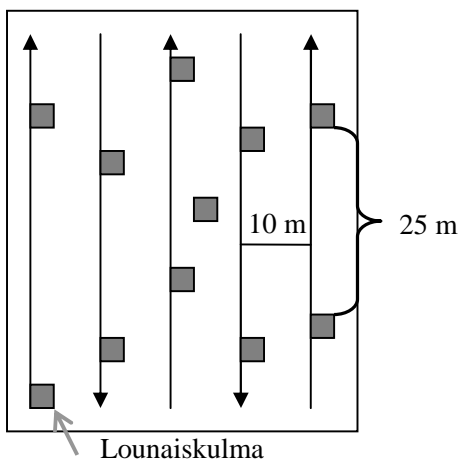
Lopulliset kohteet valittiin karttojen ja maastokäyntien perusteella. Kartat olivat Metsähallituksen kuviokarttoja, joissa metsät oli kuvioitu iän ja metsätyyppin mukaan. Maastokäyntien avulla saatiin parempi kuva kohteiden kasvillisuudesta ja ympäristöstä, sillä aina karttojen kuviotiedot eivät käyneet yksiin todellisuuden kanssa. Lopullisia kohteita valittiin 16 eli 8 suojelualueryhmään kuuluvaa sekä 8 talousmetsäkohdetta. Suurin osa lehdoista oli kosteita lehtoja ja niissä oli puro tai lähteisyyttä. Mikään lehdoista ei ollut erityisen rehevä, vaan ne edustivat lähinnä oravanmarja-mustikkatyyppiä (OMT). Metsälakikohteista ja suojelualueista muodostettiin parit siten, että tyybiltään ja iältään mahdollisimman samanlaiset kohteet olivat vertailtavana parina (taulukko 1). Taulukossa luetellut pinta-alat ovat tutkitun alueen pinta-aloja. Suojelualueiden kuviot olivat monesti isompia kuin talousmetsän kohde, joten suojelualueista rajattiin tällöin sopivan kokoinen pala. Tutkittujen kohteiden keskikoko oli talousmetsäryhmässä 0,305 hehtaaria ja suojelualueryhmässä 0,217 hehtaaria. Kohteiden pinta-ala vaihteli 0,15 hehtaarin ja 0,67 hehtaarin välillä..

Taulukko 1. Koeparit. T tarkoittaa metsälakikohdetta, S suojelealueella sijainnutta lehtoa.

Parin numero	Alueen nimi	Pinta-ala (ha)	Alueen nimi	Pinta-ala (ha)
1	Talsa (T)	0,2275	Leivonmäen kp. (S)	0,2275
2	Naulapuro (T)	0,195	Keljonkangas 1 (S)	0,19
3	Punasuo (T)	0,15	Kuusimäki 2 (S)	0,16
4	Lepomäki	0,34	Kuusimäki 1 (S)	0,34
5	Hallamäki (T)	0,67	Ristivehmas (S)	0,61
6	Tikkala (T)	0,21	Kuusimäki 3 (S)	0,2
7	Tervahauta (T)	0,3	Keljonkangas 2 (S)	0,32
8	Pöytäoja (T)	0,27	Olkilampi (S)	0,27

2.2 Peittävyysanalyysit

Putkilokasvien peittävyys arvioitiin 4 m^2 ($2 \times 2 \text{ m}$) kokoisilta näytealoilta. Näytealoja sijoitettiin aina neljä jokaista tutkittavan alueen 0,1 hehtaaria kohden systemaattista otantaa käyttäen. Jos alueen koko oli esimerkiksi 0,2025 hehtaaria, tuli sille yhteensä yhdeksän näytealaa, neljä näytealaa jokaista 0,1 hehtaaria kohden sekä vielä yksi näyteala alueen keskelle. Yksi näyteala sijoitettiin aina alueen mitattuun keskipisteeseen, jotta saataisiin mukaan myös näyteala, jonka kasvillisuus olisi mahdollisimman vähän reunavaikutteista. Muut näytealat sijoitettiin linjoille, jotka vedettiin 10 metrin välein alueelle (Kuva 1). Linja kulki alueen halki edestakaisin lähtien alueen lounaisnurkan. Näytealojen väli riippui linjan pituudesta. Linjan kokonaispituus mitattiin kartasta. Linjoja sijoitettiin kuvioon niin paljon kuin niitä mahtui, kun linjojen väli oli 10 metriä. Jos alueen sivut olivat 45×45 metriä, mahtui siihen linjoja yhteensä 225 metriä. Näytealojen poimintaväli saatiin jakamalla linjan pituus näytealojen määrällä eli tässä tapauksessa $225 \text{ m} / 9$, jolloin näytealojen väliksi tulee 25 metriä. Joissakin tapauksessa näytealoja ei sijoitettu kuitenkaan aivan siihen kohti, mihin mittaus sen osoitti. Tämä johtui siitä, että jos näyteala sattui esimerkiksi kiven kohdalle, katsottiin järkevämmäksi siirtää sitä sivuun kivistä, jotta ruudulle tulisi myös kasvillisuutta.



Kuva 1. Näytealojen sijoittuminen tutkimusalueelle.

Kasvillisuuden peittävyys arvioitiin näytealalta 0,25 – 100 % asteikolla. Maastolomake on liitteessä 1. Määritykset pyrittiin tekemään mahdollisuuksien mukaan paikan päällä, mutta joissakin tapauksissa jouduttiin ottamaan myös näytteitä. Näytteet määritettiin maastokauden päätyttyä. Kaikissa tapauksissa näytteitä ei saatu määritettyä, mutta tällaiset näytteet olivat yleensä vain yksittäisiä havaintoja näytealalta ja usein hyvin pieniä ja huonosti kasvaneita yksilöitä. Kasveja havainnoitiin myös näytealojen ulkopuolelta. Tarkoituksena oli löytää alueella kasvavat, mutta näytealojen ulkopuolelle jääneet lajit, sillä esimerkiksi uhanalaisten lajien esiintymät voivat olla hyvin yksittäisiä, jolloin ne olisivat voineet jäädä kokonaan havainnoinnin ulkopuolelle. Kasvit määritettiin Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) avulla. Vaikeampien lajien määrittämiseen saatiin määrittäjäksi Veli Saarelta.

2.2 Luonnontilaisuus ja reunavaikutus

Luonnontilaisuuden ja luonnontilaisuuden kaltaisuuden arvioinnissa käytettiin apuna Natura 2000 luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) boreaalisen luonnonmetsän kriteerejä. Boreaaliseen luonnonmetsään liitetään tiettyjä ominaispiirteitä, kuten puuston riittävä ikä, lahopuun runsaus sekä puuston kerroksellisuus. Lahopuun määrä laskettiin ympyrän muotoisilta näytealoilta, joiden säde oli 10 metriä. Näytealoja sijoitettiin yksi jokaista tutkimusalueen 1000 m² kohti. Lahopuuaineiston keräyksessä käytettiin apuna Lehtojen hoito-oppaan (Alanen ym. 1999) suosituksia. Kelot ja palaneet puut laskettiin mukaan lahopuuksi, mutta niiden katsottiin myös lisävään alueen luonnontilaisuutta. Vastaavasti runsas kantojen määrä alensi luonnontilaisuutta.

Kuolleisiin pystypuihin laskettiin mukaan kaikki yli 1,3 metriä korkeat puut. Puista määritettiin puulaji, jos sen pystyi sanomaan, lahoaste, pituus silmämääräisesti arvioiden, läpimitta ja runkoluku. Jokaisesta lahoasteesta laskettiin puiden keskipituus sekä keskiläpimitta. Lahoasteen arvioinnissa käytettiin viisiportaista asteikkoa, joka on julkaistu Alasen ym. (1999) julkaisussa. Maapuiksi laskettiin kaikki maassa makaavat puut, eikä niille asetettu minimiläpimittaa. Maapuista mitattiin niiden halkaisija ja puut luokiteltiin kolmeen kokoluokkaan läpimitan mukaan: alle 15 cm, 15 – 35 cm ja yli 35 cm. Eri järäysluokkiin kuuluvista rungoista laskettiin lukumäärät, arvioitiin lahoaste ja määritettiin puulaji, jos se oli mahdollista. Maapuiden runsaus jokaisessa laholuokassa arvioitiin asteikolla niukka, kohtalainen ja runsas. Luokitus noudattaa Alasen ym. (1995) julkaisun mukaista runsausluokitusta.

Luonnontilaa nostaviksi tekijöiksi otettiin mukaan monimuotoisuutta lisäävät tekijät kuten vanhat lehtipuut, erityisesti isot haavat (*Populus tremula* L.), pihlajat (*Sorbus aucuparia* L.) ja raidat (*Salix caprea* L.) sekä jalot lehtipuut. Jaloista lehtipuista laskettiin runkomaisten yksilöiden (läpimitta yli 9 cm) määrä sekä järeys kirjattiin ylös. Vanhoista lehtipuista mitattiin isoimpien yksilöiden läpimitta sekä laskettiin yksilömäärät. Monimuotoisuutta selittävinä ja sitä lisäävinä tekijöinä pidettiin jaloja lehtipuita sekä kohteiden luonnolliseen vaihteluun kuuluvia tekijöitä, kuten puroja ja lähteisyyttä. Ne eivät kuitenkaan vaikuttaneet arvioon kohteen luonnontilasta sitä lisäävinä. Jos kuitenkin esimerkiksi purouomassa näkyi merkkejä ihmistoiminnasta, katsottiin se luonnontilaisuutta heikentäväksi tekijäksi. Samoin muut merkit ihmistoiminnasta, kuten roskaaminen ja leveät polut, sekä merkit nykyaikaisesta metsätaloudesta (ajourat, kannot jne.) laskivat arviota luonnontilaisuudesta. Joissakin tapauksissa osa metsälakikohteesta oli jäänyt rajauksen ulkopuolelle ja se alensi luonnontilaa. Puuston rakenteen ja tilajakauman, kuolleen pystypuun ja maapuun määrän sekä monimuotoisuutta lisäävien ja heikentävien tekijöiden perusteella arvioitiin lopulta kaikkien

tutkimuslehtojen luonnontilaisuuden taso Natura 2000 -luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) mukaisesti asteikolla I-III (taulukko 1).

Taulukko 2. Luonnontilaisuus tai luonnontilaisuuden kaltaisuus (Airaksinen & Karttunen 2001).

I: erinomainen.	Luontaisesti syntynyt metsä, jossa puusto on satunnaisesti jakautunut ja kerroksellinen, kuolleita puita ei ole korjattu pois. Ihmistoiminnasta ei ole merkkejä lukuun ottamatta vanhoja poimintahakkuita tai metsälaidunnusta. Ei metsäteitä eikä ojituksia. Kasvillisuudessa ei juurikaan kulttuurilajeja.
II: hyvä.	Lehto, jonka rakenne poikkeaa lievästi luonnontilasta tai jossa merkkejä lievästä harvennuksesta tai ylispuuhakkuista, paikoin ojituksia.
III: kohtalainen.	Vain joitakin luonnonmetsän tunnusmerkkejä havaittavissa.

Reunavaikutuksen voimakkuutta arvioitiin asteikolla 0-4 (taulukko 2). Reunavaikutuksen arvioinnissa pidettiin 50 metriä rajana, jota pidemmälle reunavaikutus ei yltänyt kohteella. Reunavaikutuksen katsotaan yltävän 2-3 puun pituuden verran sulkeutuneeseen metsään, mikä vastaa noin 50 metriä (Heinonen ym. 2004). Jos kohde sijaitsi topografialtaan suojaisassa ympäristössä, esimerkiksi mäen alla, kohteen kokema reunavaikutus voitiin arvioida pienemmäksi. Vastaavasti etelän suuntaisen reunan katsottiin lisäävän reunavaikutusta, koska etelän puolella reunavaikutusten ajatellaan olevan voimakkaampia (Murcia 1995).

Taulukko 3. Reunavaikutuksen voimakkuuden arviointikriteerit.

0	ei reunavaikutusta	Kohdetta ympäröi kaikilta reunoiltaan metsätaloudellisen uudistusian saavuttanut metsä, etäisyys lähimpään taimikon tai uudistusalan reunaan vähintään 50 m.
1	vähäinen reunavaikutus	Kohdetta ympäröi yhdeltä reunalta (≤ 25 % kohteen ympärysmitasta) taimikko tai jokin muu reunavaikutusta aiheuttava metsänkäsittely kuten harvennettu nuori kasvatusmetsikkö.
2	kohtalainen reunavaikutus	Kohdetta ympäröi kahdelta reunalta (25–50 % kohteen ympärysmitasta) taimikko tai jokin muu reunavaikutusta aiheuttava metsänkäsittely tai harvennettu nuori kasvatusmetsikkö
3	huomattava reunavaikutus	Kohdetta ympäröi kolmelta reunalta (50–75 % kohteen ympärysmitasta) taimikko tai jokin muu reunavaikutusta aiheuttava metsänkäsittely kuten harvennettu nuori kasvatusmetsikkö
4	täysin reunavaikutteinen	Kohdetta ympäröi neljältä reunalta (≥ 75 % kohteen ympärysmitasta) taimikko tai jokin muu reunavaikutusta aiheuttava metsänkäsittely kuten harvennettu nuori kasvatusmetsikkö

2.3 Tilastolliset analyysit

Talouss metsän ja suojelualueen kohteiden lajistollista monimuotoisuutta vertailtiin näytealoittain ja tutkimusalueittain. Vakiokokoisten (4 m²) näytealojen analyysi kertoo kohteen monimuotoisuudesta pienessä mittakaavassa (alueen sisäinen alfa-diversiteetti eli pistediversiteetti) ja saman alueen sisällä näytealoja vertaamalla päästään kiinni myös alueiden sisäiseen vaihteluun (alueen sisäinen beta-diversiteetti). Alueiden tasolla analyysi tehtiin yhdistämällä yhden alueen näytealojen aineisto. Tällä tasolla analyysi kertoo suuremman mittakaavan monimuotoisuudesta (aluekohtainen alfa-diversiteetti). Lajistollinen tarkastelu

toteutettiin kahdella tasolla, koska näin päästiin paremmin käsiksi lajistolliseen vaihteluun. Alueen sisäinen β -diversiteettiarvo kertoo, jos alueen sisällä on runsaasti vaihtelua, mutta se ei kerro, mistä se johtuu. Kahden tarkastelutason avulla vaihtelun syihin päästään paremmin käsiksi. Alueella voi olla paljon lajeja kahdesta syystä. Alueen kaikilla näytealoilla on runsaasti lajeja ja lajit ovat näytealalta toiselle suurin piirtein samoja. Alueella voi olla kuitenkin korkea lajimäärä myös siksi, että näytealojen koostumus ja sitä kautta lajimäärä vaihtelee voimakkaasti näytealalta toiselle alueen sisällä. Tällöinkin alueella on paljon lajeja, mutta näytealakohtainen tarkastelu paljastaa voimakkaan sisäisen vaihtelun.

Analysoitavina muuttujina olivat lehtolajien lajimäärä ja peittävyys näytealoilla, kokonaislajimäärä ja -peittävyys näytealalla, lehtolajien suhteellinen osuus näytealan kokonaispeittävydestä. Varpujen ja puiden peittävyyksistä laskettiin aluekohtaiset keskiarvot, joita tarkasteltiin reunavaikutuksen yhteydessä. Varpuihin luettiin mustikka (*Vaccinium myrtillus*), puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*), talvikit (*Pyrola* sp. ja *Orthilia* sp.) ja vanamo (*Linnea borealis*). Lehtokasveihin luettavia varpuja (esim. vadelma (*Rubus idaeus*)), ei otettu tähän luokitteluun mukaan. Lehtolajit on lueteltu liitteessä 2. Lehtolajien valinnassa käytettiin hyväksi Lehtojen hoito-oppaan (Alanen ym. 1995) lajilistaa sekä lehtori Veli Saaren kommentteja. Lehtolajilista koskee vain Keski-Suomea ja tätä tutkimusta, minkä vuoksi siitä puuttuu esimerkiksi jaloja lehtipuita, kuten saarni, joita ei tavata luonnonvaraisena Keski-Suomessa. Osa lajeista kasvaa muissakin elinympäristöissä kuin lehdossa, mutta lehdot ovat kuitenkin ensisijainen elinympäristö. Lisäksi lajeja ryhmiteltiin olomuotojen perusteella. Puihin otettiin mukaan kaikki muut alueella esiintyneet puulajit paitsi lehtopuut. Puiden peittävyys koostui suurimmaksi osaksi taimista, mutta joissakin tapauksissa näytealalle osui iso puu, jonka peittävyys otettiin tällöin mukaan. Puiden peittävyyden lisäksi tarkasteltiin varpujen peittävyksiä. Näytealakohtaisen vertailun lisäksi vertailtiin alueiden kokonais- ja lehtolajimäärää toisiinsa. Aluekohtaisessa lajimäärässä oli mukana myös näytealojen ulkopuolella havaitut lajit, minkä vuoksi alueen kokonaislajimäärä voi olla suurempi kuin näytealoilta havaittujen lajien määrä.

Taloussuomen kohteiden näytealojen yhteenlaskettu pinta-ala oli 384 m² ja suojelualuekohteiden 272 m² ja yksittäisten alueiden pinta-ala vaihteli 0.15 ja 0.67 ha välillä. Lajimäärän ja pinta-alan välillä on todettu olevan positiivinen suhde, joka on lineaarinen log-asteikkolla, $S = cA^z$, missä S on lajimäärä, c ja z ovat vakioita ja A on pinta-ala. (Krebs 2001). Tämän vuoksi kohdekohtaisessa lajilukumäärän vertailussa ryhmien välillä käytettiin kovarianssianalyysiä (ANCOVA). Kovariaattina oli log₁₀ -muunnettu pinta-ala, jolloin saatiin poistettua pinta-alan vaikutus alueiden kokonaislajimääriin. Kiinteänä faktorina malliin laitettiin kohderyhmä (suojelualuekohde–taloussuomenkohde). Näytealat olivat vakiokokoisia (4 m²), joten pinta-alan vaikutusta ei tarvinnut kontrolloida tämän tason analyysissä.

Lajimäärien eroa sekä lajien peittävyttä suojelualuekohde- ja taloussuomenkohderyhmän näytealojen välillä testattiin sekamallin ANOVAlla (Mixed-model ANOVA). Malleissa kiinteänä tekijänä oli ryhmä (suojelualuekohde- tai taloussuomenkohderyhmä) ja satunnaisena tekijänä alue. Sekamallia käytettiin sen vuoksi, että yhden alueen sisällä sijaitsevat näytealat eivät ole toisistaan riippumattomia ja sekamalli huomioi tämän. Sekavallin ANOVA vertaili lisäksi parien välisiä näytealoja toisiinsa.

Näytealojen välistä monimuotoisuutta yhden lehtokohteen sisällä vertailtiin laskemalla jokaiselle alueelle β -diversiteettiarvot. Jos β -diversiteettiarvo on korkea, silloin kohteen sisällä on runsaasti vaihtelua lajikoostumuksessa eri näytealojen välillä. β -diversiteettiarvojen avulla saadaan parempi kuva siitä, kuinka lajimäärä on jakaantunut alueelle. Alueella voi olla runsaasti lajeja, mutta ne ovat voineet jakaantua epätasaisesti alueelle. Alueen

kokonaislajimäärä voi olla suuri, mutta yksittäisellä näytealalla esiintyy vain muutamia lajeja. Tällöin alueella esiintyy runsaasti alueen sisäistä vaihtelua ja alueen β -diversiteetti-arvo on suuri. β -diversiteetti-arvo on vastaavasti alhainen, jos alueen kaikilla näytealoilla esiintyy samat lajit. Jokaiselle alueelle laskettiin β -diversiteetti -arvo näytealojen lajimäärän perusteella:

$$\beta_w = S_T/S_i,$$

missä S_T on kohteen kokonaislajimäärä ja S_i yksittäisten näytealojen lajimäärän keskiarvo (Magurran 2004). Ryhmien välisen eron testaamiseen käytettiin Mann-Whitneyn U-testiä.

Lajiston samankaltaisuutta eri ryhmien välillä voidaan mitata Jaccardin indeksillä, S_j (Kent ja Coker 1992). Jaccardin indeksin avulla verrattiin lajiston samankaltaisuutta koeryhmän (metsälakikohteiden) ja kontrolliryhmän (suojelualueiden) välillä. Alla olevassa yhtälössä a viittaa vertailtaville ryhmille yhteisiin lajeihin, b vain metsälakikohteilla esiintyviin lajeihin ja c vain suojelualueilla esiintyviin lajeihin:

$$S_j = a / (a + b + c).$$

Lajistollista samankaltaisuutta mitattiin lisäksi Czekanowskin eli prosenttisen samankaltaisuuden indeksillä (PS). Se muistattaa paljon Jaccardin indeksiä (Kent ja Coker 1992) mutta huomioi myös lajien peittävyuden (runsauden). Prosenttinen samankaltaisuus saadaan laskemalla yhteen jokaisen lajin pienin peittävyys kaikista ryhmistä. Prosenttisen samankaltaisuuden avulla voidaan kuvata lajien esiintymisien osuuksien vaihtelua eri ryhmien välillä. Jos lajien osuudet ovat suurin piirtein samanlaiset molemmissa ryhmissä, arvo on korkea. Vastaavasti jos PS on pieni, vaihtelee lajien osuus eri ryhmien välillä paljon, mikä osaltaan antaa viitettä vertailtavien ryhmien erilaisesta lajistokoostumuksesta.

Reunavaikutuksen sekä luonnontilaisuuden yhteyttä putkilokasvien peittävyteen ja lajimäärään testattiin Spearmanin korrelaatiotestillä. Korrelaatioanalyysissä käytettiin aluekohtaisia arvoja, jotka saatiin laskemalla keskiarvot näytealakohtaisista arvoista. Tilastolliset analyysit tehtiin SPSS 14.0 for Windows -ohjelmalla.

3. TULOKSET

3.1 Putkilokasvien esiintyminen ja lajimäärät

Näytealoja oli yhteensä 164 kappaletta, joista 96 talousmetsäryhmän kohteilla ja 68 suojelualueryhmän kohteilla. Näytealoilta havaittiin yhteensä 105 lajia, joista 6 lajia esiintyi vain suojelualueryhmässä ja 39 lajia pelkästään talousmetsäryhmässä. Lehtokasveja havaittiin yhteensä 43 kappaletta, joista kaikki eivät tulleet näytealalle. Osa talousmetsäryhmän lajeista esiintyi myös suojelualueryhmässä, mutta ne eivät osuneet siellä näytealalle. Kaikki havaitut lajit on lueteltu liitteessä 3, johon on merkitty myös, missä ryhmässä lajit esiintyivät. Koko aineistossa havaittiin yhteensä 118 lajia, joista 13 lajia havaittiin näytealojen ulkopuolelta. 13:sta näytealan ulkopuolella havaitusta lajista, 3 lajia havaittiin suojelualueryhmässä ja 10 talousmetsäryhmässä.

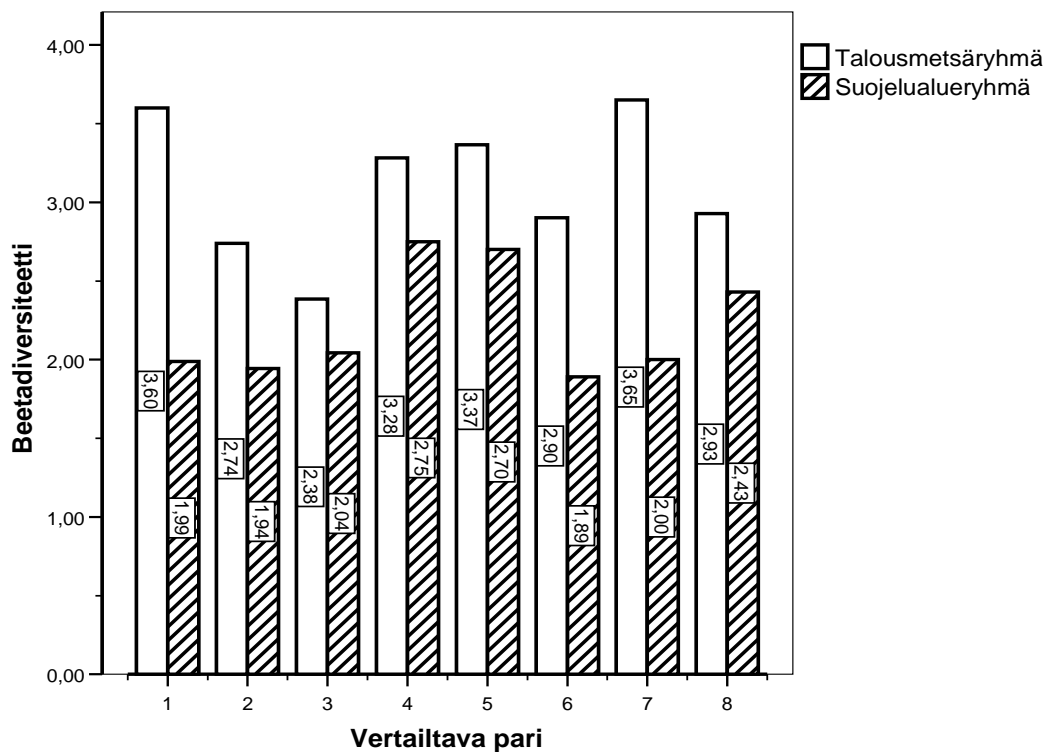
Aineiston yleisin laji näytealoilla esiintymisen perusteella mitattuna oli metsätähti (*Trientalis europaea*) (taulukko 4), joka esiintyi 85 % näytealoista. Seuraavaksi yleisimmät lajit olivat oravanmarja (*Maianthemum bifolium*) (84 % näytealoista), ketunleipä (*Oxalis acetosella*) (81 %) ja metsäimarre (*Gymnocarpium dryopteris*) (78 %) (taulukko 4). Peittävyyksittäin tarkasteltuna yleisimmät lajit olivat erilaiset kuin esiintymien määrän mukaan tarkasteltuna. Tällöin olivat yleisimmät lajit metsäimarre ja hiirenporras (*Athyrium*

felix-femina (L.) Roth.) (liite 4), jotka molemmat ovat lehtolajeja. 38 lajia esiintyi enintään kahdella näytealalla, mikä on 36 % kaikista lajeista. Aineistossa ei esiintynyt yhtään valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaista lajia.

Ryhmien β -diversiteettiarvot erosivat toisistaan, sillä suojelumetsien keskiarvo oli pienempi kuin metsälakikohteiden ($F=19,750$, $df=1$, $n=16$, $p=0,001$) (Kuva 2). Suojelualuekohteiden β -diversiteettien keskiarvo oli 2,218 ja metsälakikohteiden 3,106. Tämä kertoo, että suojelualueilla sijainneiden METE-lehtojen sisäinen näytealojen välinen vaihtelu kasvillisuuden koostumuksessa oli pienempää kuin talousmetsän METE-lehdoissa. Talousmetsä- ja suojelumetsäryhmille laskettiin lisäksi prosenttinen samankaltaisuusindeksi (PS) sekä Jaccardin indeksi (Sj). Sj on 58,8, mikä kertoo, että putkilokasvilajisto eri ryhmien välillä oli noin 60 prosenttisesti samanlaista. PS sai arvon 39,6 % eli alueiden välillä on kohtalaisesti samankaltaisuutta peittävyden jakautumisessa lajien kesken.

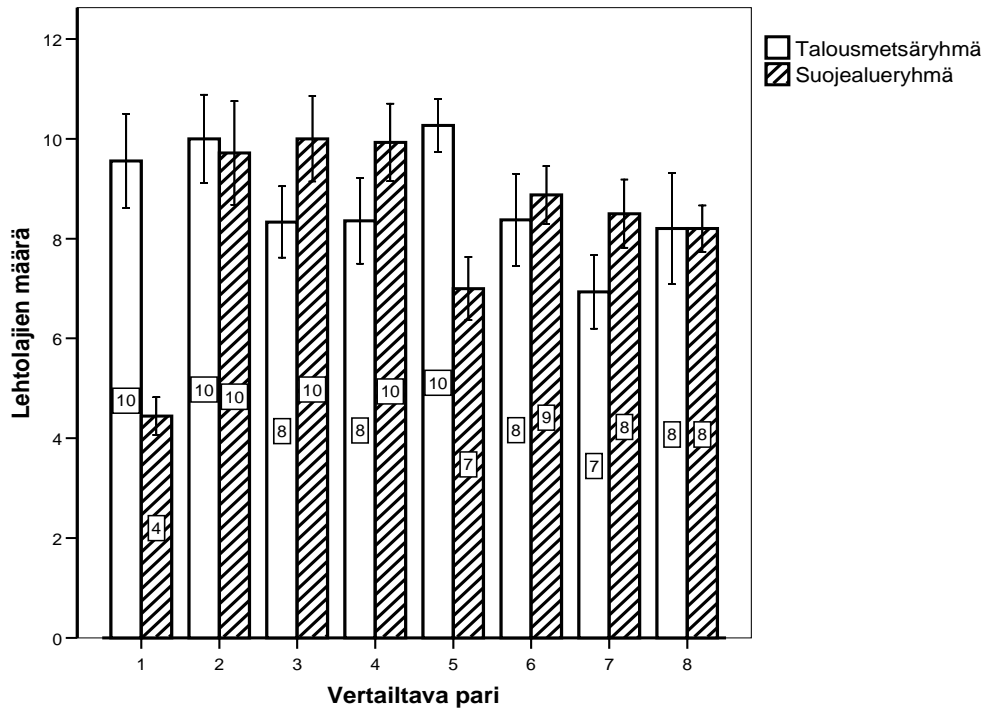
Taulukko 4. Kymmenen yleisintä lajia esiintymien määrän perusteella. Osuus on saatu jakamalla näytealat, joilla laji on havaittu, näytealojen kokonaismäärällä.

Laji	Osuus näytealoista
Metsätähti	85 %
Oravanmarja	84 %
Ketunleipä	81 %
Metsäimarre	78 %
Metsäalvejuuri	65 %
Lillukka	60 %
Mustikka	59 %
Pihlaja	54 %
Kevätpiippo	38 %
Vadelma	36 %



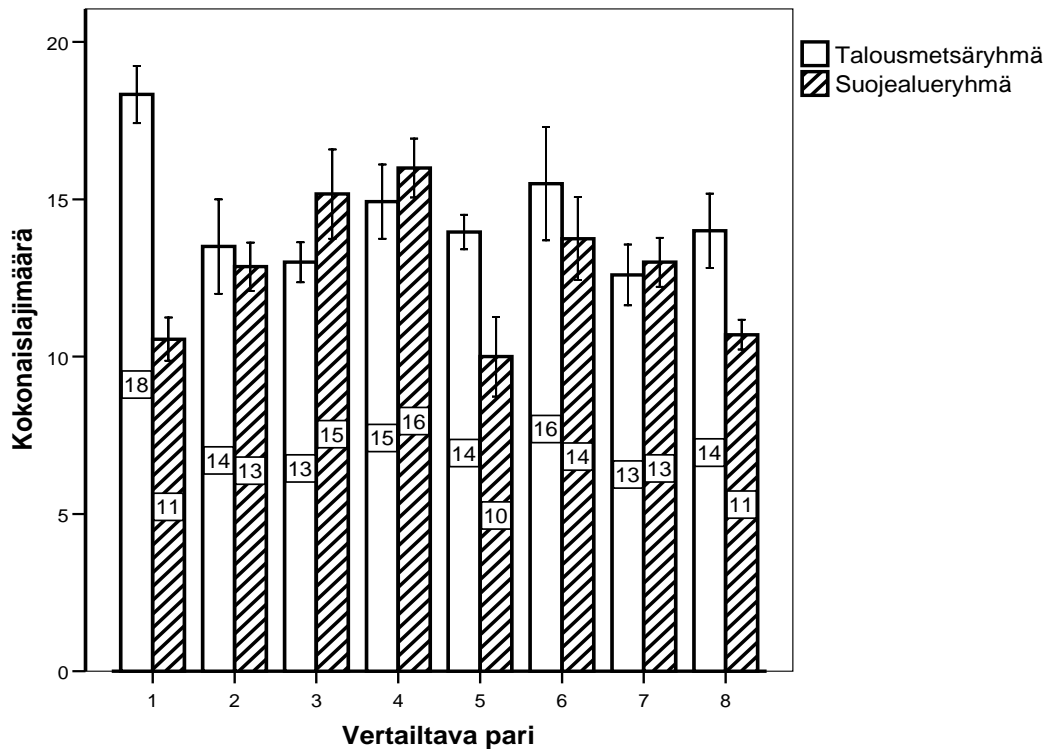
Kuva 2. Talousmetsäalueiden ja suojelumetsäalueiden aluekohtaiset β -diversiteetit.

Lehtolajien kokonaislajimäärässä näytealalla ei ollut eroa eri ryhmien välillä ($F=1,229$, $df=162$, $p=0,269$) (kuva 3). Suojelumetsäalueiden näytealoilla esiintyi keskimäärin 8 lajia, samoin talousmetsien näytealoilla. Jonkun verran vaihtelua kohteiden välillä esiintyy, mikä on luonnollista, koska kaikki lehdot eivät olleet samanlaisia lehtotyypiltään. Aluekohtaisessa, vertailussa lehtolajimäärässä on eroa eri ryhmien välillä ($F=6,603$, $n=16$, $df=14$, $p=0,023$). Suojelumetsälehtojen kokonaislehtolajimäärä (17,2 lajia) on alempi kuin talousmetsälehtojen (21,9). Erot tuloksissa kahden mittakaavan analyysien välillä kertovat, että talousmetsälehtojen välisessä vaihtelussa on suurempi vaihtelu näytealojen välisessä lajimäärässä, jolloin myös kokonaislehtolajimäärä on suurempi kuin suojelumetsäalueen lehtojen välisessä vaihtelussa.



Kuva 3. Lehtolajien keskimääräinen lukumäärä näytealoilla. Pylvään arvot kuvaavat näytealojen perusteella laskettua alueen keskiarvoa. Janat esittävät keskiarvon keskivirhettä (SE ±1).

Kokonaislajimäärässä talousmetsän METE-kohteilla oli enemmän lajeja sekä aluekohtaisessa että näytealakohtaisessa vertailussa. Eräs selitys on se, että talousmetsän METE-kohteilla oli huomattavasti suurempi sisäinen vaihtelu. Tätä oletusta tukevat myös β -diversiteetti-arvot (kuva 2). Kokonaislajimäärä oli suurempi talousmetsän METE-kohteiden näytealoilla verrattuna suojelualueilla sijainneiden METE-lehtojen näytealoihin ($df=162$, $F=5,622$, $p=0,019$) (kuva 4). Suojelualueilla METE-kohteiden kokonaislajimäärän keskiarvo oli 13 lajia näytealalla ja talousmetsissä METE-kohteilla oli keskimäärin 14 lajia näytealalla. Alueiden kokonaislajimäärässä oli tilastollisesti merkittävä ero, kun vertailtiin alueiden logaritmuunnettuja kokonaislajimääriä ($n=16$, $df=1$, $F=22,221$, $p<0,0001$). Suojelualueiden METE-kohteiden keskiarvo oli 29,6 ja talousmetsän METE-kohteiden 45,6 lajia.

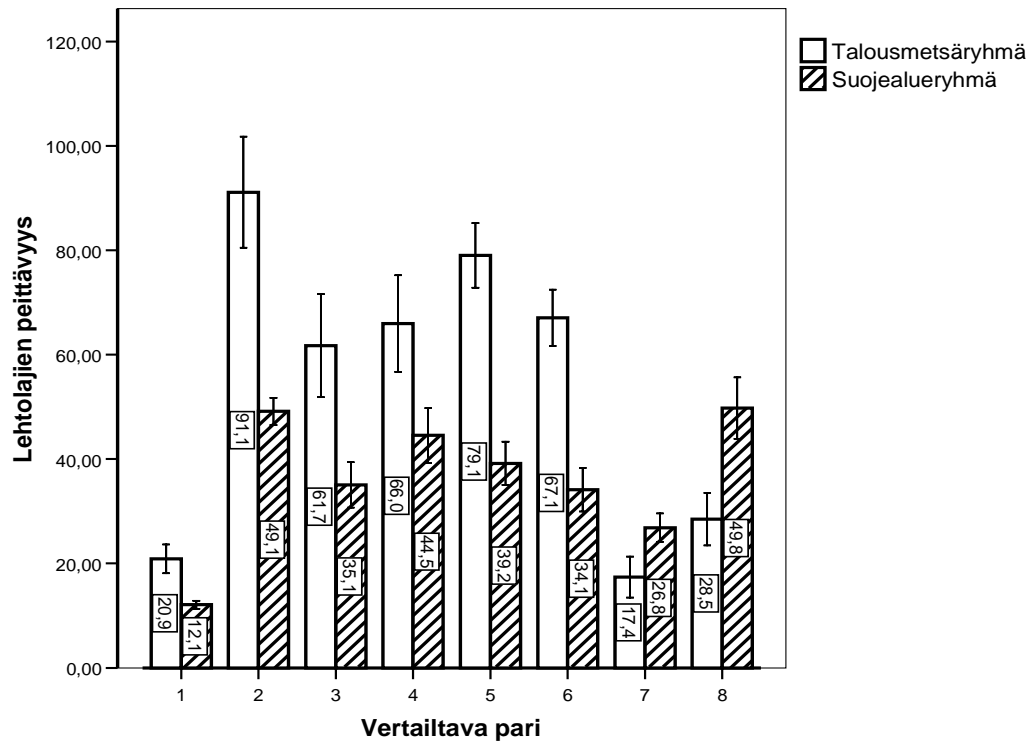


Kuva 4. Näytealakohtainen kokonaislajimäärä. Pylvään arvot kuvaavat näytealojen perusteella laskettua aluekohtaista keskiarvoa. Janat esittävät keskiarvon keskivirhettä (SE ±1).

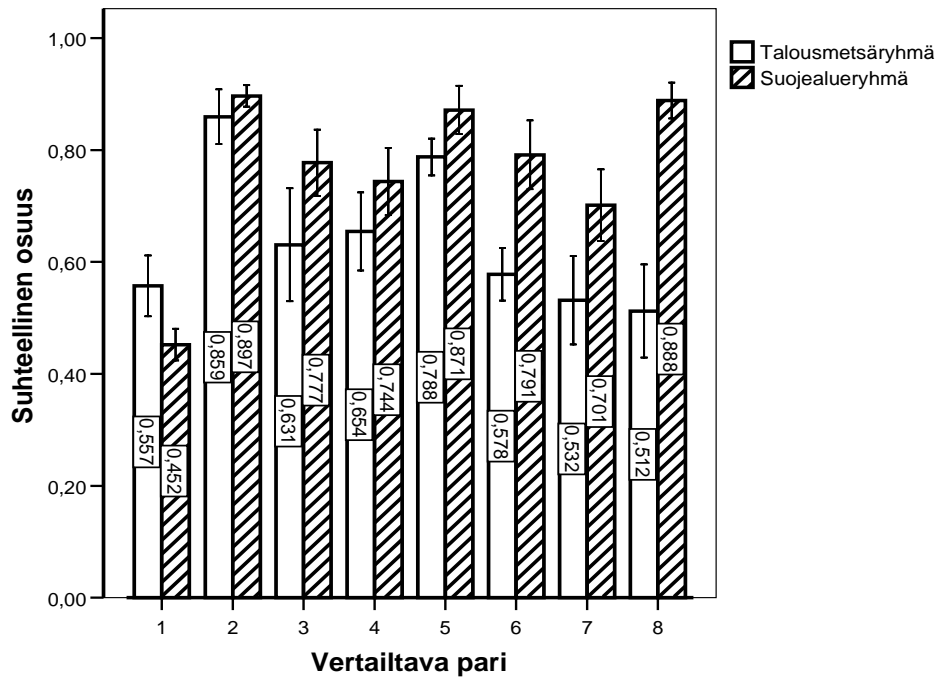
3.2 Putkilokasvien peittävyys

Ryhmien välillä oli tilastollisesti merkittävä ero lehtolajien peittävydessä näytealoilla ($F=15,718$, $df=162$, $p<0,0001$). Kuvasta 5 nähdään, että suojealueiden METE-kohteissa lehtolajien peittävyys oli yleensä alhaisempi kuin talousmetsän METE-kohteissa. Suojealueiden METE-kohteilla lehtolajien keskimääräinen peittävyys näytealalla oli 36,9 % ja talousmetsien METE-kohteilla 55,7 %.

Lisäksi laskettiin lehtolajien peittävyysosuus kokonaispeittävydestä näytealalla eli lehtolajien suhteellinen osuus kokonaispeittävydestä. Suhteellisessa osuudessa näytealan kokonaispeittävydestä oli tilastollisesti merkittävä ero eri ryhmien välillä ($n=164$, $df=162$, $F=15,718$, $p<0,0001$). Suojealueiden METE-kohteilla lehtolajien osuus kokonaispeittävydestä oli suurempi kuin talousmetsän METE-kohteilla (suojealueiden METE-kohteiden keskiarvo 0,757 ja talousmetsien METE-kohteiden keskiarvo 0,657). Talousmetsässä METE-kohteilla näytealan kokonaispeittävyys koostui suureksi osaksi muista kuin lehtolajeista (kuva 6).

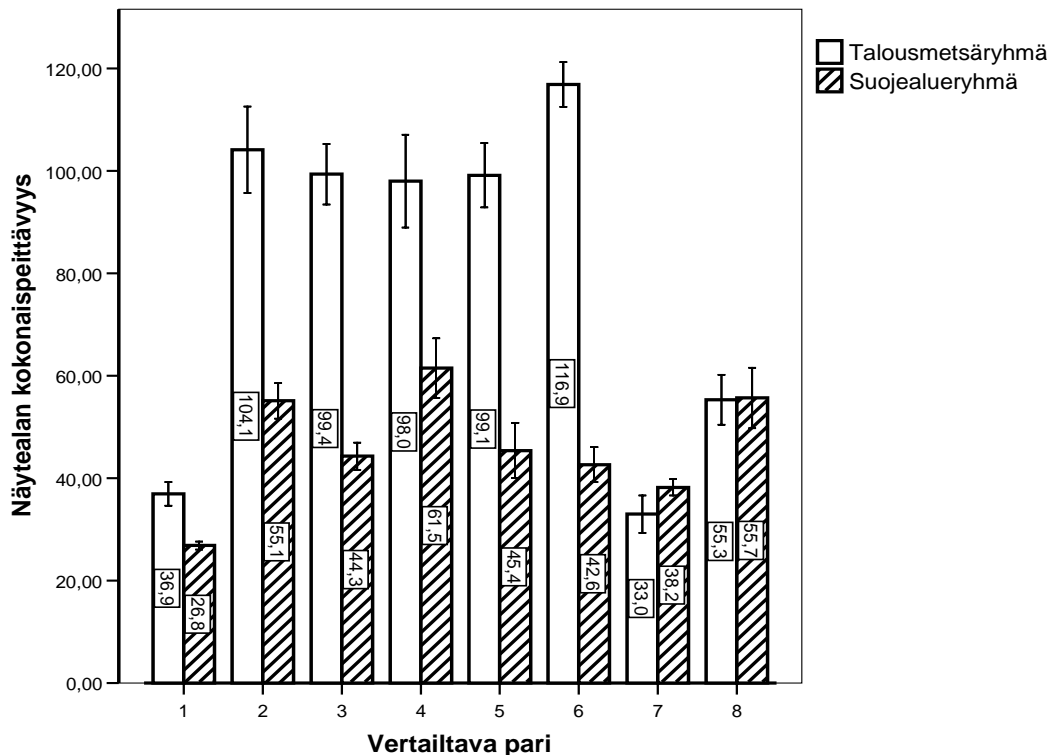


Kuva 5. Lehtolajien keskimääräinen peittävyys näytealoilla. Pylvään arvot kuvaavat näytealojen perusteella laskettua alueen keskiarvoa. Janat esittävät keskiarvon keskivirhettä ($SE \pm 1$).



Kuva 6. Lehtolajien suhteellinen osuus näytealan kokonaispeittäväydestä. Pylvään arvot ovat näytealojen perusteella laskettuja aluekohtaisia keskiarvoja. Janat esittävät keskiarvon keskivirhettä (SE \pm 1).

Näytealan kokonaispeittävyys oli huomattavasti korkeampi talousmetsän METE-kohteilla kuin suojelualueiden METE-kohteilla (kuva 7). Ero oli tilastollisesti merkittävä (n=164, df=162, F=42,920, p<0,0001). Suojelualueiden METE-kohteilla näytealan kokonaispeittävyys oli keskimäärin 47,5 % ja talousmetsän METE-kohteilla 80,1 %.



Kuva 7. Näytealakohtainen kokonaispeittävyys. Pylvään arvot kuvaavat näytealojen perusteella laskettua aluekohtaista keskiarvoa. Janat esittävät keskiarvon keskivirhettä (SE ±1).

3.4 Reunavaikutus ja luonnontila

Tutkimuskohteiden luonnontilaisuuden ja reunavaikutuksen arvot on esitetty taulukossa 5. Talousmetsän METE-kohteilla neljän luonnontilaisuuden kaltaisuus arvioitiin hyväksi ja neljällä kohteella kohtalaiseksi. Talousmetsän metsälakikohteilla puusto oli vaihtelevan korkuista ja sen tilajakauma oli satunnainen lukuun ottamatta Tikkalaa. Yhtä lukuun ottamatta kaikkien suojelualueiden METE-kohteiden luonnontilaisuuden kaltaisuus oli erinomainen. Ristivehmas-niminen alue ei sijainnut oikeasti suojelualueella, mutta sen arvioitiin kuitenkin sijaitsevan riittävän ikääntyneen metsän keskellä, jotta se vastaisi suojelualueella sijaitsevaa kohdetta. Talousmetsän METE-kohteilla kulki usein ajouria sekä niiltä löytyi kantoja tai niillä oli muita luonnontilaisuutta heikentäviä tekijöitä. Monella talousmetsän kohteella metsälakikohde oli rajattu siten, että osa lehdosta jäi hakkuun puolelle ja se oli hakattu. Tikkalassa alueelle oli myös istutettu lehtikuusia (*Larix* sp.), jotka eivät kuulu Suomen luontaisiin puulajeihin. Jos kuitenkin kohteella esiintyi runsaasti monimuotoisuutta nostavia tekijöitä, kuten vanhoja haapoja (*Populus tremula*) tai vanhoja raitoja (*Salix caprea*), jotka olivat selvästi vanhempia kuin nykyinen puusukupolvi, sen katsottiin nostavan luonnontilaisuuden kaltaisuutta. Pari lehtokohdetta sijaitsi asutuksen läheisyydessä (Keljonkangas 1 ja Talsa), minkä vuoksi niillä oli polkuja. Polkujen ei kuitenkaan katsottu vaikuttaneen juurikaan itse lehtoon.

Lahopuuta esiintyi niukasti kaikilla talousmetsän METE-kohteilla. Kohteilla oli sekä maa- ja pystypuuta, mutta niukasti kaikkia luokkia. Lahopuun määriä ei ole erikseen lueteltu,

koska niiden määrällä ei suoraan ole merkitystä putkilokasveille. Lahopuun määrä ja laatu antaa kuitenkin viitteitä luonnontilaisuudesta, sillä talousmetsissä lahopuun määrän on todettu olevan vain murto-osa luonnonmetsien määrästä (Ruuhijärvi ym. 2002). Suojelualueiden METE-kohteilla lahopuuta esiintyi jonkun verran enemmän, josta suurin osa oli lehtipuuta. Suojelualueiden METE-kohteilla selvästi vähiten lahopuuta oli Ristivehmaalla, joka oli alun perin talousmetsäkohde. Talousmetsissä oli lahopuuta keskimäärin 0,206 m³/ha ja suojelualueilla 4,42 m³/ha.

Suojelualueiden METE-kohteilla ei havaittu reunavaikutuksen merkkejä (taulukko 5). Ristivehmaalla tosin oli varsin lähellä hakkuuaukkoja, mutta niiden ei kuitenkaan katsottu aiheuttavan merkittävää reunavaikutusta. Talousmetsän METE-kohteista mikään ei ollut säästynyt reunavaikutuksilta (taulukko 5). Kolmen kohteen reunavaikutuksen katsottiin olevan kohtalainen ja kaksi kohdetta oli täysin reunavaikutteisista. Näistä täysin reunavaikutteisista kohteista Tikkalan ympäristö oli kokonaan hakattu ja alue sijaitsi korkealla mäellä, minkä voi arvioida lisäävän reunavaikutusta paisteen ja voimakkaan tuulen avulla. Pöytäoja rajoittui taas kolmelta sivulta taimikkoon ja sijaitsi samoin korkealla mäellä.

Luonnontilaltaan huonoimmilla kohteilla oli yleensä myös hyvin korkea reunavaikutuksen arvo (taulukko 5). Tämä johtui siitä, että reunavaikutus vaikutti yleensä myös luonnontilan arvoon alentamalla sitä. Reunavaikutus ja luonnontila korreloivat keskenään positiivisesti ($r_s=0,836$, $p<0,0001$, $n=16$, Spearmanin korrelaatiotesti).

Reunavaikutuksen ja luonnontilan vaikutusta kasvilajistoon testattiin Spearmanin korrelaatiotestillä. Testauksessa käytettiin vain aluekohtaisia keskiarvoja, koska näytealakohtaiset arvot olisivat olleet riippuvaisia toisistaan. Tavoitteena oli tutkia, millainen vaikutus luonnontilalla ja reunavaikutuksella on lajiston koostumukseen ja lajistoon. Lehtolajien suhteellisen osuuden, lehtolajimäärän ja kokonaislajimäärän lisäksi tarkasteluun otettiin puiden peittävyys, johon laskettiin kaikkien näytealoilla esiintyneiden puiden peittävyys lukuun ottamatta lehtopuita, jotka luettiin lehtolajeihin. Lisäksi testattiin varpujen peittävyden eli mustikan, puolukan ja vanamon yhteyttä luonnontilaan ja reunavaikutukseen. Tulokset on esitetty tiivistetysti taulukossa 6 ja 7.

Taulukosta 6 nähdään, että reunavaikutuksen kasvaessa lehtolajimäärä sekä kokonaislajimäärä kasvoivat alueilla. Reunavaikutuksella näyttää olevan negatiivista vaikutusta lehtolajien suhteelliseen osuuteen, mutta tulos ei ole aivan tilastollisesti merkitsevä. β -diversiteetti korreloi positiivisesti reunavaikutuksen kanssa. Reunavaikutus korreloi positiivisesti myös varpujen (kuva 8) ja puiden peittävyden (kuva 9) kanssa. Tikkalassa on poikkeuksellisen korkea puiden peittävyden arvo verrattuna muihin alueisiin. Kyseisellä alueella on myös kaikkein voimakkain reunavaikutus (taulukko 5). Muilla alueilla peittävydet jäävät huomattavasti alhaisemmaksi. Korrelaatio voi tulla helposti näkyviin näin pienessä aineistossa, jos muutamalla alueella on poikkeuksellisen isoja arvoja verrattuna muiden mataliin arvoihin.

Luonnontila ei korreloi muuttujien kanssa yhtä voimakkaasti kuin reunavaikutus (taulukko 7). Luonnontilalla ei ole vaikutusta lehtolajimäärään, mutta kokonaislajimäärän kanssa luonnontila korreloi positiivisesti. Kokonaislajimäärän korrelaatio luonnontilan kanssa on voimakkaampi kuin korrelaatio reunavaikutuksen kanssa. Luonnontilaltaan huonoimmilla kohteilla lajimäärä on suurimmillaan. Luonnontila ei korreloi lehtolajien suhteellisen osuuden kanssa.

Taulukko 5. Reunavaikutuksen voimakkuus ja luonnontilaisuuden kaltaisuuden taso metsäläki- ja suojelualuelehdossa. Luonnontilaisuuden taso: 1 = erinomainen, 2 = hyvä ja 3 = kohtalainen. Reunavaikutuksen voimakkuus: 0 = ei reunavaikutusta, 1 = vähän, 2 = kohtalaisesti, 3 =

	Luonnontilaisuus	Reunavaikutus
Metsäläki- ja suojelualuelehdot		
Hallamäki	2	2
Lepomäki	2	3
Naulapuro	3	3
Punasuo	3	3
Pöytäoja	2	4
Talsa	3	2
Tikkala	3	4
Tervahauta	2	2
Suojelualueiden lehdot		
Keljonkangas I	1	0
Keljonkangas II	1	0
Kuusimäki I	1	0
Kuusimäki II	1	0
Kuusimäki III	1	0
Leivonmäki	1	0
Olkilampi	1	0
Ristivehmas	2	0

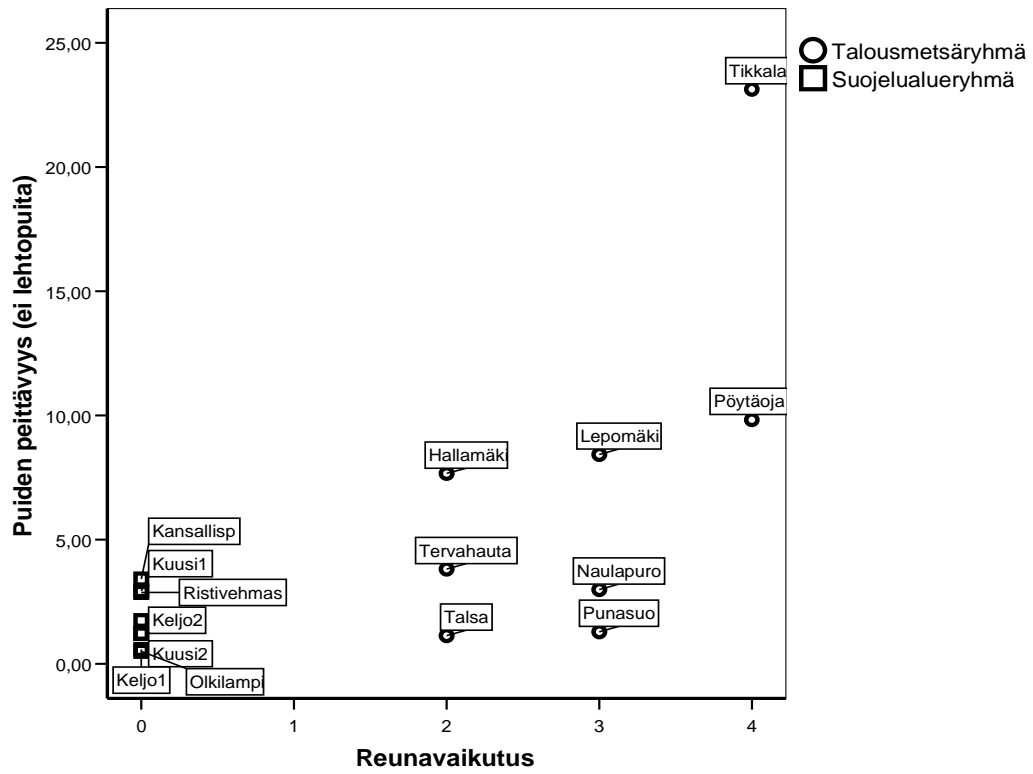
huomattava ja 4 = täysin reunavaikutteinen.

Taulukko 6. Reunavaikutuksen korrelaatio eri muuttujien arvojen kanssa (Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin).

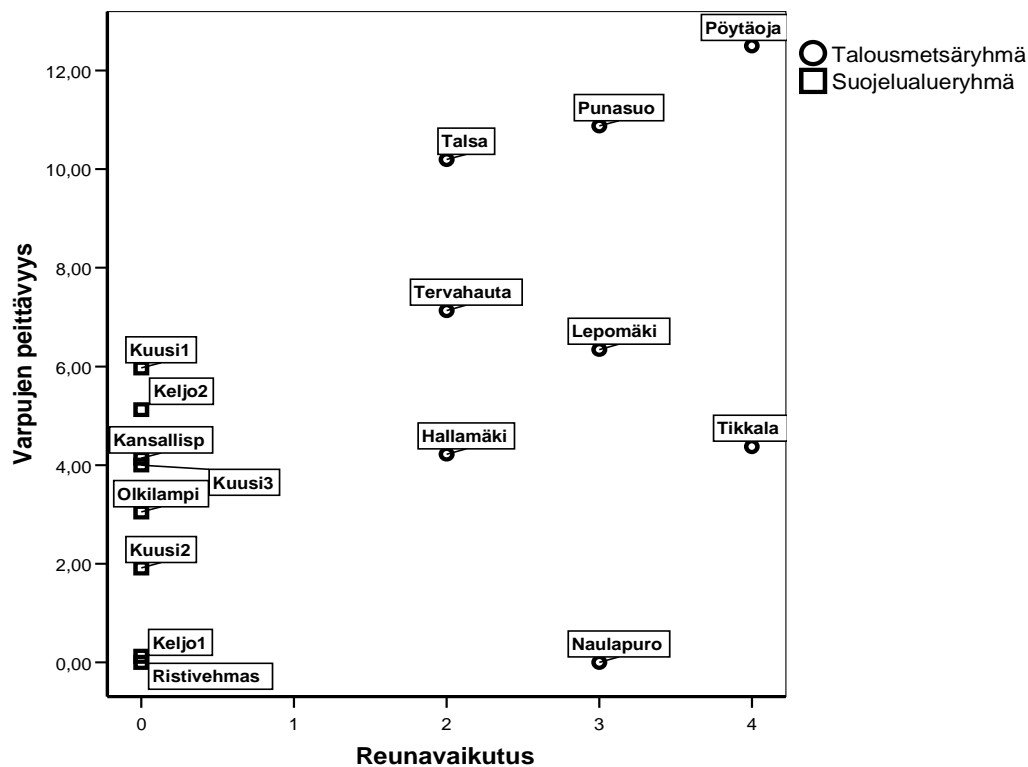
	r_s	P	N
Lehtolajimäärä	0,512	0,042	16
Kokonaislajimäärä	0,646	0,007	16
Lehtolajien suhteellinen osuus	-0,483	0,058	16
β -diversiteetti	0,616	0,011	16
Puiden peittävyys	0,653	0,006	16
Varpujen peittävyys	0,525	0,037	16

Taulukko 7. Luonnontilan korrelaatio eri muuttujien arvojen kanssa (Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin).

	r_s	P	N
Lehtolajimäärä	0,478	0,061	16
Kokonaislajimäärä	0,679	0,004	16
Lehtolajien suhteellinen osuus	-0,330	0,211	16
β -diversiteetti	0,618	0,011	16
Puiden peittävyys	0,402	0,123	16
Varpujen peittävyys	0,361	0,169	16



Kuva 8. Reunavaikutuksen vaikutus puiden peittävyteen. Jos reunavaikutus saa arvon 0, ei reunavaikutusta ole lainkaan. Arvon 4 saanut alue on täysin reunavaikutteinen



Kuva 10. Reunavaikutuksen vaikutus varpujen peittävyteen. Jos reunavaikutus saa arvon 0, ei reunavaikutusta ole lainkaan. Arvon 4 saanut alue on täysin reunavaikutteinen.

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Kasvilajiston rakenne ja monimuotoisuus

Suojelualueiden ja talousmetsien METE-lehdot olivat molemmat varsin monipuolisia lehtolajistoltaan. Yhdellä alueella esiintyi keskimäärin 20 lehtolajia lehtolajilistan 43 mahdollisesta lajista. Yhtään valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaista lajia ei havaittu. Joitakin huomionarvoisia ja vaateliaita lehtolajeja (Alanen ym. 1995), kuten lehmusta (*Tilia cordata*), velholehteä (*Circaea alpina*), näsiää (*Daphne mezereum*) ja mustakonnanmarjaa (*Actaea spicata*) tavattiin tutkituilta alueilta. Näiden lajien esiintymisessä ei ollut erityistä eroa eri ryhmien esiintymisten välillä. Esimerkiksi mustakonnanmarja esiintyi yhtä monella näytealalla suojelualueiden METE-kohteilla ja talousmetsän METE-kohteilla. Joitakin vaateliaita, kosteiden lehtojen lajeja, kuten velholehteä ja kevätlinnunsilmää (*Chrysosplenium alternifolium*), esiintyi vähemmän talousmetsien näytealoilla kuin suojelualueiden näytealoilla. Lehmusta esiintyi yksittäisinä puina ja taimina alueilla. Alueita valittaessa pyrittiin siihen, ettei niillä esiintyisi puumaista lehmusta. Lehmusmetsiköt muodostavat oman erityisen luontotyypinsä, joka poikkeaa tavallisista lehdoista (Ympäristöministeriö 2007). Yhdellä alueella esiintyi myös vaahteraa, mutta sen ei katsottu olevan luontaista alkuperää, sillä lähellä oli vanha pihapiiri. Tarkemmat tiedot havaituista lajeista ja niiden esiintymisestä on kuvattu liitteissä 3 ja 4.

Aluekohtaisessa tarkastelussa talousmetsän METE-kohteilla esiintyi enemmän lehtolajeja verrattuna suojelualueiden METE-kohteisiin, kun vertaillaan logaritmuunnettuja lajimääriä, jotka huomioivat pinta-alan vaikutuksen lajimääriin. Kun lehtolajimääriä verrataan ryhmien kesken näytealoittain, ryhmien välinen ero häviää. Aluekohtaisessa logaritmuunnetussa lehtolajimäärässä on mukana myös näytealojen ulkopuolelta havaitut lehtolajit, mutta niitä oli vain muutamia. Muutamit näytealan ulkopuoliset lehtolajit eivät riitä selittämään sitä, että aluekohtaisesti tarkasteltuna lehtolajimäärässä on eroa. Ero aluekohtaisessa vertailussa johtuu mitä luultavimmin siitä, että alueiden sisällä on suurta vaihtelua lajien esiintymisessä. Tähän alueiden sisäiseen suureen vaihteluun viittaa myös se, että β -diversiteetti korreloi positiivisesti reunavaikutuksen kanssa. Reunavaikutus luo uusia kasvupaikkoja alueella lisäämällä mm. alueen valoisuutta. Reunavaikutus ei kuitenkaan yleensä vaikuta alueella tasaisesti ja samalla tavoin, vaan toisessa osaa aluetta esimerkiksi valoisuus voi lisääntyä enemmän. Tämä kasvattaa osaltaan alueen sisäistä vaihtelua. Monet aineistossa tavatuista lajeista esiintyivät vain yhdellä tai kahdella näytealalla, mikä kasvattaa koko alueen lehtolajimäärä, vaikka yksittäisen näytealan lehtolajimäärä jääkin pieneksi. Lehtolajien määrän voimakas vaihtelu eri näytealojen välillä voi selittää, miksi näytealakohtainen vertailu ei tuo ryhmien välistä eroa esiin.

Lehtolajien keskimääräinen peittävyys oli korkeampi talousmetsän METE-kohteilla kuin suojelualueiden METE-kohteilla. Tämä on yllättävää, koska lehtolajeja esiintyi suurin piirtein yhtä paljon molempien ryhmien näytealoilla. Lehtolajien suurempi peittävyys voisi antaa viitteitä siitä, että metsälakikohteilla on jotakin lajien tarvitsemaa resurssia, esimerkiksi valoa, enemmän kuin suojelualueella. Tällöin kasvit olivat voineet kasvaa paremmin ja käyttää tehokkaammin elinympäristöään hyväksi. Toinen mahdollinen selitys liittyy kasvien kokoon. Jos näytealalla on paljon isolehtisiä tai isoja kasveja, kuten saniaisia, tulee niiden peittävyys helpommin arvioitua suuremmaksi. Toisaalta, jos joillakin näytealoilla on ollut pieni peittävyys, se on voinut alentaa koko alueen ja siten ryhmän keskiarvoa. Suojelualueen lehdot olivat monesti huomattavasti vaihtelevampia lajistolliselta koostumukseltaan. Joillakin suojelualueilla oli näytealoja, joille ei tullut yhtään lehtolajia tai lehtolajien peittävyys oli hyvin alhainen.

Suojelualueiden METE-kohteilla β -diversiteetti oli alhaisempi kuin talousmetsän METE-kohteilla. Korkea β -diversiteettiarvo kertoo kohteen runsaasta sisäisestä vaihtelusta, joka voi koostua eri näytealoilla esiintyvistä lehtolajeista tai muista, lehtoon kuulumattomasti lajeista. Lisäksi talousmetsän METE-kohteiden samankaltaisuus indekset kertovat, että lajisto ei ole kovin samanlaista alueiden kesken. Talousmetsien METE-kohteet poikkesivat huomattavasti toisistaan lajistolliselta koostumukseltaan ja usein myös lehtotyypiltään. Monilla talousmetsän kohteilla metsän käsittely oli lisäksi toteutettu niin, että varsinaista lehtoa saattoi olla jäljellä vain pieni alue. Eräälläkin alueella koko alue oli kuvioitu lehdoksi, vaikka todellisuudessa suurin osa alueesta oli hakattu ja istutettu taimella. Alkuperäistä lehtoa oli jäljellä vain säästöpuuryhmän alla sekä tien varren ojan luona, johon oli jätetty maisemapuita. Tällaisissa tapauksissa tulee ongelmaksi se, että aineistoon tulee runsaasti näytealoja, jotka eivät ole oikeasti lehtoa, mikä voi osaltaan sotkea tuloksia. Suojelualueiden METE-kohteilla oli huomattavasti vähemmän alueiden ja ryhmän sisäistä vaihtelua, vaikka suojelualueidenkaan lehdot eivät olleet aina kovin samanlaisia lehtotyypiltään. Tämä voi osittain selittyä myös reunavaikutuksen kautta, sillä reunavaikutus luo uusia elinympäristöjä alueelle ja siten kasvattaa alueen sisäistä vaihtelua. Reunavaikutus korreloi β -diversiteetin kanssa ja reunavaikutukseltaan suurimmat kohteet olivat talousmetsäkohteita. Siten reunavaikutus voi osaltaan selittää suurta sisäistä vaihtelua talousmetsissä.

4.2 Reunavaikutus ja kasvilajisto

Lehtolajimäärä korreloi positiivisesti reunavaikutuksen kanssa. Lehtolajimäärän positiivinen korrelaatio reunavaikutuksen kanssa on yllättävää, koska reunavaikutuksen voisi olettaa muuttavan lehtoa kasvupaikkana niin, ettei se olisi enää niin sopiva kasvupaikka lehtolajeille. Suhteellisen osuuden avulla voidaan kuvata lehtolajien peittävyysien osuutta koko näytealan kokonaispeittävydestä. Lehtolajien suhteellisen osuuden negatiivinen yhteys reunavaikutuksen kanssa voisi kuitenkin antaa viitteitä siitä, etteivät lehtolajit kuitenkaan pärjää kovin hyvin liian muuttuneessa elinympäristössä. Yhteys ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä. Tämä voi antaa viitteitä siitä, kuinka kasviyhteisön koostumus muuttuu, kun sen elinympäristö muuttuu voimakkaasti. Tarkempi analyysi olisi edellyttänyt ordinaatioanalyysin tekemistä. Suhteellinen osuus oli korkeampi suojelualueiden METE-kohteilla kuin talousmetsän METE-kohteilla vertailtaessa näytealakohtaisia suhteellisia osuuksia. Talousmetsän METE-kohteilla lehtolajien peittävyys oli kuitenkin suurempi kuin suojelualueilla. Tämä voisi viitata siihen, että metsälakikohteilla myös muiden lajien peittävyys on korkeampi ja näytealan kokonaispeittävyys koostuukin suureksi osaksi muista kuin lehtolajeista. Peittävyys arvoon vaikuttaa osittain kuitenkin myös lajisto. Jos näytealalla on paljon isoja kasveja, kuten saniaisia, niiden peittävyys tulee helposti yliarvioituksi ja vastaavasti pienien ja harvassa kasvavien lajien, kuten heinien, peittävyys jää usein liian pieneksi.

Reunavaikutus voi vaikuttaa lajistoon useilla tavoilla. Ympäröivän alueen (esim. hakkuun, pellon) lajit voivat levitä alueelle helpommin reunan kautta (Murcia 1995). Toinen mahdollinen vaikutus on se, että reunan luona esimerkiksi kosteusolosuhteet muuttuvat siten, etteivät alkuperäiset lajit pärjää enää alueella tai niiden yleisyys laskee muuttuneiden olosuhteiden takia (Murcia 1995). Tämän kaltaiset vaikutukset korostuvat erityisesti reunan läheisyydessä. Pienet metsälakikohteet voivat olla pelkkää reuna-alueita, jossa ydinaluetta (lehtoa tässä tapauksessa) ei sisälly ollenkaan kuvioon mukaan. Tämä voi vaikuttaa voimakkaasti lehtolajien esiintymiseen ja yleisyyteen alueella. Puiden peittävyys korrelaatio reunavaikutuksen kanssa on luultavasti suoraa seurausta reunavaikutuksista. Puiden peittävyys koostuu suurimmaksi osaksi taimista (lähinnä kuusi (*Picea abies*) tai noin 1,5 metrisistä lehtipuiden taimista (lähinnä paju (*Salix* sp.)). Chenin ym. (1995) tutkimuksessa he totesivat puiden taimien määrän kasvavan reunan läheisyydessä. Tämä johtui heidän mukaansa siitä, että reunan läheisyydessä mm. valaistusolot muuttuivat, mikä paransi taimien uudistumista. Toinen mahdollisuus on se, että muutaman talousmetsäalueen poikkeuksellisen korkeat arvot sotkevat korrelaatiota. Huomattavaa on myös se, että suojelualueiden METE-kohteilla puiden peittävyys oli kaikilla alueilla hyvin samansuuruinen.

Varpupeittävyys korrelaatio reunavaikutuksen kanssa on yllättävää. Se voi osaltaan kertoa lehtojen muuttuneista ominaisuuksista, sillä oikeissa lehdossa varpupeitteen pitäisi olla niukka (Alanen ym. 1995). Reunavaikutuksen kanssa korrelaatio ei tietenkään ota kantaa peittävyys määrään, mutta peittävyys arvon kasvu reunavaikutuksen kasvaessa voi viitata huonontuneisiin lehtopiirteisiin. Toisaalta alueet, joissa reunavaikutus on suuri, ovat voineet olla alun perinkin niukkaravinteisempia lehtoja. Kangasmetsien varvut (mustikka, puolukka) ovat peittävimmillään 60–100 vuoden ikäisissä eli nykymetsätaloudessa vanhoissa metsissä ja pysyvät runsaina metsikön korkeaan ikään saakka (Reinikainen & Salemaa 2000). Ikä ei selitä, miksi varvut ovat peittävimmillään talousmetsän METE-kohteilla. Useilla suojelualueiden METE-kohteilla puusto oli luultavasti vanhempaa kuin 60 vuotta, mutta silti niillä varpujen peittävyys jäi alhaisemmaksi.

Monet lehtokasveista on valokasveja. Tunnetuimpia tällaisia lajeja ovat niin sanotun kevätaspektin lajit eli aikaisin keväällä kukkivat kasvit (Alanen ym. 1995). Ne kukkivat ennen puiden lehteen puhkeamista, jolloin lehdossa on eniten valoa. Tällaisia lajeja ovat esimerkiksi kevätlinnunsilmä (*Chrysosplenium alternifolium*) ja valkovuokko (*Anemone nemorosa*) (Alanen ym. 1995). Samoin monet muut lehtolajit, kuten lehtopensaat ja esimerkiksi kielo (*Convallaria majalis*) kukkivat aikaisin keväällä, kun lehdossa ei ole vielä niin paljon varjostusta. Tämän tutkimuksen yleisimmistä lehtolajeista esimerkiksi metsäalvejuuri on yleisimmillään nuorissa, valoisissa metsissä (Tuomikoski 1958) eli sitä voidaan pitää valokasvina. Samoin koko aineiston yleisintä lajia, metsätähteä, voidaan pitää valossa viihtyvänä (Jalas 1980). Näiden lajien voidaan ajatella hyötyneen talousmetsän METE-kohteiden lisääntyneestä valoisuudesta. Valoisuuden lisääntyminen voi kohteilla voi olla seurausta esimerkiksi reunan aiheuttaman puukuolleisuuden lisääntymisestä (Murcia 1995) tai hakkuissa tapahtuneista puun poistoista. Lehtojen kuusettuminen on monien lehtolajien kannalta todella haitallista (Alanen 1995), joten varovainen kuusen poisto voi olla jopa hyväksi metsälakikohteilla. Kirjallisuustietojen perusteella kymmenestä yleisimmästä lajista mustikkaa (Jalas 1980), metsämarretta (Tuomikoski 1958), ketunleipää (Kujala 1980) ja oravanmarjaa (Kujala 1958) voidaan pitää varjokasveina. Nämä kaikki lajit ovat kuitenkin yleisiä koko aineistossa ja ne esiintyvät suurin piirtein yhtä monella suojelualue- sekä talousmetsänäytealalla (liite 4). Lajien esiintymiskertojen määrää näytealoittain tarkasteltaessa tulee huomioida, että suojelualueilla näytealoja oli vain 68 verrattuna talousmetsän 96 näytealaan. Varjokasvit eivät kuitenkaan välttämättä isoimmilla talousmetsän METE-kohteilla kärsi, jos siellä säästyy riittävästi isoa ja varjostavaa puustoa.

4.3 Luonnontila ja kasvilajisto

Luonnontila korreloi positiivisesti kokonaislajimäärän kanssa. Luonnontilaltaan huonoimmilla kohteilla oli eniten lajeja. Lehtolajimäärä ei korreloinut luonnontilan kanssa. Korrelaatio on korkeintaan heikkoa, jos sitä on ollenkaan. Tämä on yllättävää, koska reunavaikutus korreloi positiivisesti lehtolajimäärän kanssa. Reunavaikutus sekä luonnontila korreloivat keskenään, minkä vuoksi lehtolajimäärän olisi voinut olettaa korreloivan myös luonnontilan kanssa. Varpujen ja puiden peittävytyteen luonnontilalla ei ollut vaikutusta, vaikka nekin korreloivat positiivisesti reunavaikutuksen kanssa. β -diversiteetti korreloi positiivisesti luonnontilan kanssa, mikä on oletettavaa, koska lajimäärä kasvaa luonnontilan huonontuessa. Se, että luonnontilaltaan huonoimmilla kohteilla oli eniten lajeja, johtuu luultavasti elinympäristön muutoksesta ja luonnontilan heikkenemisestä. Paikalliset häiriötekijät, jotka heikentävät luonnontilaa, voivat luoda uusia kasvupaikkoja muiden elinympäristöjen lajeille. Esimerkiksi koskemattomaan metsään syntyvälle aukolle voi levitä peltojen tai muiden elinympäristön lajeja jopa satojen metrien päästä metsästä (Meffe & Carroll 1997). Jotkut muut lajit voivat siis runsastua lehtolajeja enemmän, kun alueiden luonnontila heikentyy. Tällaisia lajeja voisivat olla esimerkiksi maitohorsma tai muut sukkession alkuvaiheen lajit, jotka hyötyvät vapautuneesta tilasta (Tonteri 2000). Luonnontilan ja lehtolajien suhteellisen osuuden välillä on heikko negatiivinen yhteys. Se voi antaa viitteitä siitä, että luonnontilan huonontuessa, lehtolajien osuus alueen lajistosta pienenee. Sitä, mistä se voisi johtua, on hankala sanoa. Eräs selittävä tekijä voisi olla se, että runsasravinteiseen kasvupaikkaan erikoistuneet lajit eli tässä tapauksessa lehtolajit, ovat tiukemmin erikoistuneet tiettyyn elinympäristöön (Tonteri 2000). Sukkession alkuvaiheen lajit voivat kasvaa useamman tyyppisillä kasvupaikoilla, koska niiden vaatimukset elinolojen suhteen eivät ole niin tarkat. Luonnontila ja reunavaikutus määriteltiin

tässä tutkimuksessa siten, että ne ovat osittain päällekkäisiä käsitteitä. Eräillä luonnontilaisuutta nostavilla tekijöillä, kuten lahopuun määrällä, ei ole juurikaan merkitystä putkilokasvilajistolle. Tietyille sukkession loppuvaiheen lajeille, kuten ketunleivälle, on tärkeää se, että kilpailu on vähäistä, kun varjostus on hyvin voimakasta (Tonteri 2000). Tällöin luonnontilan huonontuessa ja parempien kilpailijoiden vallatessa alaa, nämä huonommat kilpailijat voivat kärsiä.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen perusteella talousmetsän METE-lehdot näyttäisivät ylläpitävän ainakin jonkinlaista lehtolajistoa. Talousmetsien lehdoissa lehtolajien peittävyys näytealoilla oli jopa korkeampi kuin suojelualueilla sijainneissa lehdoissa. Näytealakohtaisessa lehtolajimäärässä ei kuitenkaan ollut eroa. Aluekohtaisessa tarkastelussa talousmetsän METE-kohteiden lehtolajimäärä oli suurempi kuin suojelualueiden METE-kohteilla. Ero näkyi senkin jälkeen, kun pinta-alan vaikutus lajimäärään otettiin huomioon. Pinta-alan vaikutuksen huomioiminen lajimäärään oli tärkeää, koska suojelualueilla kohteiden kokonaispinta-ala oli yleensä suurempi kuin talousmetsän kohteilla. Niinpä suojelualueilta rajattiin talousmetsän kohdetta vastaava pala. Joissakin harvoissa tapauksissa talousmetsän kohteet olivat suurempia kuin suojelualueiden kohteet. Tämän tutkimuksen metsälakikohteiden keskimääräinen pinta-ala oli 0,3 hehtaaria. Yrjösen (2004) metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksessa Keski-Suomessa kaikkien kohteiden keskipinta-ala oli 0,57 hehtaaria ja kohteiden mediaani oli noin 0,3 hehtaaria. Tutkittujen kohteiden koko ei siis juurikaan poikennut Keski-Suomen metsälakikohteiden pinta-alasta.

Se, ettei tutkimuksessa tullut esiin uhanalaisia lajeja, ei ollut mitenkään yllättävää. Useimmat Suomessa tavattavat uhanalaiset lehtolajit kasvavat aivan eteläisimmässä Suomessa tai Ahvenanmaalla (Rassi ym. 2001, Hämet-Ahti ym. 1998). Muissa metsälakikohteita tai avainbiotooppeja koskevista tutkimuksista löydettyjen uhanalaisten lajien määrä on usein riippunut tarkasteltavasta eliöryhmästä sekä siitä, missä tutkimus on tehty (katso esimerkiksi Junninen & Kouki 2006, Pykälä 2007). Uhanalaisia putkilokasveja on yleensä löytynyt vähemmän verrattuna esimerkiksi jäkäliin tai sammaliin. Alueellisesti tai paikallisesti uhanalaisille kasveille metsälakikohteilla voi olla kuitenkin merkitystä. Tässä tutkimuksessa löytyi joitakin alueellisesti melko harvinaisia lajeja myös talousmetsän METE-kohteilta. Vain Keski-Suomen eteläisimpään osaan ylettyy lehtokeskuksen aluetta (Alanen ym. 1995). Tämän seurauksena Keski-Suomesta puuttuu kaikista vaateliain lehtolajisto ja lehdot ovat täällä harvinaisempia kuin lehtokeskusten alueilla. Jo tämänkin vuoksi lehtojen huomioiminen metsänkäsittelyssä on tärkeää.

Lehdot ovat yleensä kasvilajistoltaan monipuolisempia ympäröivään alueensa verrattuna. Nykyiset metsän käsittelymenetelmät voivat kuitenkin alentaa eräiden lehtolajien määriä (Kuusipalo 1996). Tällaisia ovat lähinnä lehtopensaat, kuten kuusama (*Lonicera xylosteum*) ja näsiä, jotka yleensä raivataan pois metsistä muun aluskasvillisuuden mukana. Tässä tutkimuksessa lehtopensaita löydettiin niukasti. Kohtalaisen tavallisia lehtopensaita näsiä ja kuusamaa, ei tavattu ollenkaan näytealoilta. Ennen ohjeena ollut kuusen suosiminen on voinut myös vaikuttaa lehtojen rakenteeseen tekemällä niistä liian kuusivaltaisia. Kuuset haittaavat monia lehtokasveja varjostamalla niitä liikaa sekä muuttamalla maaperän rakennetta ja happamoittamalla maaperää (Alanen ym. 1995).

Taloustmetsän METE-lehdot olivat yhteisölliseltä koostumukseltaan muuttuneet verrattuna suojelualueiden METE-lehtoihin. Yhteisörakenteeseen ei päästy analyysissä täysin luotettavasti käsiksi, koska ei tehty varsinaisia yhteisöanalyysijä, mutta diversiteetti-indeksit antavat jonkinlaista suuntaa muutoksesta. Taloustmetsissä METE-kohteilla oli huomattavasti suurempi alueiden sisäinen vaihtelu kuin suojelualueiden METE-kohteilla. Tämä näkyy sekä β -diversiteettiarvoissa että alueiden lajimäärissä. Näytealakohtainen kokonaislajimäärä oli suurempi taloustmetsissä kuin suojelualueilla. Kokonaispeittävyys oli huomattavasti korkeampi taloustmetsien METE-kohteiden näytealoilla kuin suojelualueiden METE-kohteilla. Eräs selittävä tekijä rakenteelliselle muutokselle voi olla reunavaikutus. Useimmat kohteet olivat hyvin pieniä pinta-alaltaan. Yleisesti ajatellaan, että reunavaikutus ylittää noin 50 metrin päästä alueen reunan rajalta, jolloin pienet kohteet ovat alttiimpia reunavaikutuksen aiheuttamille muutoksille. Reunavaikutus voi muuttaa koko alueen kasvuolosuhteita huomattavasti. Reunavaikutuksen voimakkuuden on kuitenkin todettu vaihtelevan mm. tutkittavan muuttujan mukaan (Murcia 1995). Esimerkiksi latvuspeittävyteen reunavaikutus voi vaikuttaa jopa 150 päähän (Murcia 1995). Tällöin ei siis riitä, että alueen ympärille jätetään muutaman tai muutamien kymmenien metrien suojavyöhyke. Alueen ominaispiirteet voivat muuttua suojavyöhykkeestä huolimatta. Suojavyöhykkeitä ei yleensä jätetä kuin purojen tai norojen ympärille. Kohteiden kokoa kasvattamalla lehdon ominaispiirteet voisivat säilyä paremmin. Useissa kosteissa lehdossa on lähteisyyttä tai puroja, jolloin niitä ei välttämättä määritellä lehdoksi. Tällä voi olla vaikutusta elinympäristön käsittelyyn ja rajaukseen.

Lajimäärä ja peittävyys eivät kuitenkaan kerro koko totuutta lehtojen rakenteesta. Kuten β -diversiteettiarvoista voi päätellä, taloustmetsissä metsälakilehdot eivät ole säilyneet täysin muuttumattomina. Taloustmetsien lehdossa muut lajit ovat yleistyneet, mikä voi pitemmällä aika välillä johtaa siihen, että lehtolajien osuus voi pienentyä. Jo nyt lehtolajien kokonaisuus koko näytealan peittävydestä on pienempi taloustmetsissä. Lehtolajien peittävyys oli kuitenkin korkeampi taloustmetsissä verrattuna suojelualueisiin, mutta silti muiden lajien peittävyys on vielä korkeampi. Tämä voi vähitellen johtaa siihen, että lehtolajien määrä taantuu metsätalouskohteilla. Mahdollista on myös se, että alueen rakenne muuttuu laikukkaammaksi. Tiedot osat pystyvät ylläpitämään ainakin jonkunlaista lehtolajistoa, kun taas toisissa osissa muiden lajien osuus voi kasvaa vähitellen.

Elinympäristön pirstoutuminen pienemmiksi kokonaisuuksiksi voi vaikuttaa lajien selviytymiseen. Monet metsälakikohteet ovat paitsi pieniä, myös kaukana toisistaan. Useimmat taloustmetsän METE-kohteilla havaitut lehtolajien esiintymät olivat pieniä ja yksittäisiä. Pienet populaatiot voivat hävitä helposti sekä satunnaistekijöiden vaikutuksesta että elinympäristön muuttuessa vähitellen (Primack 2006). Tämän vuoksi olisi mielenkiintoista seurata, mitä populaatioille tapahtuu ympäröivän metsän kasvaessa. Tutkimukseen valituilla metsälakikohteilla hakkuut oli tehty muutama vuosi sitten. Reunavaikutus on voimakkaimmillaan juuri hakkuiden jälkeen ja pienenee vähitellen ympäröivän metsän kasvaessa (Chen ym. 1992). Ajan kuluessa voi olla mahdollista, että muilta elinympäristöiltä lehtoihin levinneiden lajien populaatiot pienenisivät reunavaikutuksen vähetessä. Tällöin lehtolajit mahdollisesti voisivat vallata tilaa muilta lajeilta. Tämän asian selvittäminen vaatisi kuitenkin pitkäaikaista seuranta. Toisaalta on mahdollista, että alueiden pienen koon takia, taloustmetsissä METE-lehdot ennättävät muuttua niin paljon, että niiden lajisto ei pysty enää palautumaan normaaliksi. Metsälakikohteilla voi kuitenkin olla tärkeä merkitys luonnonsuojelualueverkon täydentämisessä. Kohteidenkin kuitenkin pitäisi sijaita lähempänä suojelualueita sekä olla isompia, että niistä olisi todellista hyötyä.

Lisää tutkimusta tarvitaan aiheesta. Tässä tutkimuksessa aineisto oli varsin pieni eikä mukaan otettu muita kohteita kuin lehtoja. Muunlaisia kohteita tarkasteltaessa tulokset olisivat voineet olla toisenlaisia. Useampia lajiryhmiä tarkasteltaessa olisi luultavasti mukaan tullut uhanalaisiakin lajeja, sillä esimerkiksi jäkälissä on enemmän uhanalaisia lajeja kuin putkilokasveissa (Rassi ym. 2001).

KIITOKSET

Tahdon kiittää pro gradu – työni ohjaajia Mikko Mönkköstä ja Veli Saarta hyvistä neuvoista sekä kärsivällisyydestä gradun teon aikana. Lisäksi haluan kiittää Maija-Liisa ja Jouko Vuorista maastotyöskentely avusta, Riikka Juutista hyödyllisistä keskusteluista ja tilastotieteellisestä avusta. Kiitokset myös apurahasta Societas pro Fauna et Flora Fennicalle sekä Metsähallitukselle kiitos alueiden käyttöön antamisesta sekä muusta tutkimusavusta.

KIRJALLISUUS

- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001. *Natura 2000 – luontotyyppiopas*. 2. korjattu painos. Ympäristöopas 46, luonto ja luonnonvarat. Suomen ympäristökeskus. Oy Edita Ab, Helsinki 2001, 194 s.
- Alanen, A. 1992. Lehtojen suojeleminen ja hoito. *Memoranda Soc. Fauna et Flora Fennica* 68: 73–76.
- Alanen, A., Leivo, A., Lindgren, L. & Piri, E. 1995. *Lehtojen hoito-opas*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B, nro 26, Vantaa, 128 s.
- Alanen, A. 1998. Mikä tekee lehdoista erityisiä? Teoksessa: Lappalainen, I. (toim.), *Suomen luonnon monimuotoisuus*, Oy Edita Ab, Helsinki, 40.
- Berglund, H. & Jonsson, B.G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in Northern Swedish boreal forests. *Conservation Biology* 19: 338–348.
- Chen, J., Franklin, J.F. & Spies, T.A. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2: 387–396.
- Ericsson, T.S., Berglund, H. & Östlund, L. 2005. History and forest biodiversity of woodland key habitats in south boreal Sweden. *Biological Conservation* 122: 289–303.
- Eurola, S. 1999. Kasvipeitteemme alueellisuus. *Oulanka reports* 22:1–116.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in Northern forests. *Conservation Biology* 18: 1032–1042.
- Gustafsson, L. 2000. Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. *Biological Conservation* 92: 35–43.
- Hanski, I. 2007. Täsmäsuojelun mahdollisuus – vai mahdottomuus? Teoksessa: Jalonen, R. (toim.), *Uusi metsäkirja*, Gaudeamus, Helsinki, 186–191.
- Hanski, I., Jalonen, R., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E. & Tahvonen, O. 2007. Johdanto. Teoksessa: Jalonen, R. (toim.), *Uusi metsäkirja*, Gaudeamus, Helsinki, 12–13.
- Heinonen, P., Karjalainen, H., Kaukonen, M. & Kuokkanen, P. 2004. *Metsätalouden ympäristöopas*. Metsähallitus. – Edita Prima Oy, 49–50.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998. *Retkeilykasvio* 4. painos. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo, Yliopistopaino, Helsinki, 656 s.
- Jalas, J. (toim.) 1958. *Suuri Kasvikirja I*. Kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu, 851 s.
- Jalas, J. (toim.) 1980. *Suuri Kasvikirja III*. Kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu, 944 s.
- Jalas, J. 1980. Metsätähti. Teoksessa: Jalas, J. (toim.), *Suuri Kasvikirja III*, kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu, 338.
- Jalas, J. 1980. Mustikka. Teoksessa: Jalas, J. (toim.), *Suuri Kasvikirja III*, kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu, 296.
- Jalonen, R. (toim.) 2007. *Uusi metsäkirja*, Gaudeamus, Helsinki, 382 s.
- Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 32–40.
- Kaakinen, E. 1992. Suomen lehdoista. *Memoranda Soc. Fauna et Flora Fennica* 68: 67–71.
- Kalliola, R. 1973. *Suomen kasvimaantiede*. Werner Söderström Osakeyhtiön kirjapaino, Porvoo, 308 s.
- Kent M. & Coker P. 1992. *Vegetation Description and Analysis – A Practical Approach*. CRC Press & Belhaven Press, London. 363 s.
- Keski-Suomen ympäristökeskus 2006. Suojeluohjelmat.
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=3066&lan=fi> Luettu 13.3.2007
- Komiteanmietintö 1988:16. *Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö*. Valtion painatuskeskus, Helsinki, 279 s.
- Korvenpää, T., Lehesvirta, T. & Salpakivi-Salomaa, P. 2002. Pienvesien avainbiotoopit tärkeitä harvinaisille sammalille. *Luonnon Tutkija* 106: 144–154.
- Krebs, C.J. 2001. *Ecology* 5th edition, Benjamin Cummings, San Francisco, California, USA, 502–503.
- Kujala, V. 1958. Oravanmarja. Teoksessa: Jalas, J. (toim.), *Suuri Kasvikirja I*, kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu, 278.

- Kujala, V. 1980. Ketunleipä. Teoksessa: Jalas, J. (toim.), *Suuri Kasvikirja III*, kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu, 13.
- Kuusipalo, J. 1996. *Suomen metsätyypit*, Kirjapaino Oy West Point, Rauma, 144 s.
- Kuusipalo, J. 1996. Lehtojen metsätyypit.. Teoksessa: Kuusipalo, J., *Suomen metsätyypit*, Kirjapaino Oy West Point, Rauma, 83–91.
- Lappalainen, I. (toim.) 1998. *Suomen luonnon monimuotoisuus*, Oy Edita Ab, Helsinki, 304 s.
- Magurran A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd, Gopsons Papers Ltd, India, Noida, 256 s.
- Meffe, G.K. & Carroll, C.R. (edit.) 1997. *Principles of Conservation Biology* 2nd edition, Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA USA, 729 s.
- Metsäläki 1996. Metsäläki N:o 1093/1996. Finlex – valtion säädöstietopankki, <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961093> Luettu 18.3.2007.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58–62.
- Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 219–226. Ericsson ym. 2005 mukaan.
- Primack, R.B. 2006, *Essentials of Conservation Biology* 4th edition, Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA USA, 585 s.
- Primack, R.B. 2006. Habitat fragmentation. Teoksessa: Primack, R.B. 2006, *Essentials of Conservation Biology* 4th edition, Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA USA, 188–189.
- Pykälä, J. 2007. Implementation of Forest Act habitats in Finland: Does it protect the right habitats for threatened species? *Forest Ecology and Management* 242: 281–287.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. *Suomen lajien uhanalaisuus 2000*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Edita Oyj, Helsinki, 432 s
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. (toim.) 2000. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki, 384 s.
- Reinikainen, A. & Salemaa, M. 2000. Varvut. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. (toim.) 2000, *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*, kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki, 97–103.
- Ruuhijärvi R., Aapala K., Annila E., Krogerus K., Kuuluvainen T., Lindholm T., Merisaari H., Mäkipää R., Niemelä P., Paloniemi J., Salminen P., Kuusinen M., Raunio A. & Eisto K. 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 437. Oy Edita Ab, Helsinki, 284 s
- Suomen ympäristökeskus 2007. Lehtojen suojelu. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=750&lan=fi> Luettu 13.3.2007
- Tonteri, T. Ruuhot. Teoksessa Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. (toim.) 2000, *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*, kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki, 177–179.
- Tuomikoski, R. 1958. Metsäimarre. Teoksessa: Jalas, J. (toim.) *Suuri Kasvikirja I*, kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu, 93.
- Ympäristöministeriö 2007. Jalopuumetsiköt. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=729&lan=fi> Luettu 17.4.2008
- Yrjönen, K. 2004. *Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt*. Kartoitus yksityismetsissä 1998–2004. Loppuraportti. – MMM:n julkaisuja 9/2004, Vammalan kirjapaino Oy, Vammala, 60 s.
- Vuokko, S. 2005. *Metsien yleiset kasvit: opas kasvupaikkojen tunnistamiseen*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki, 260 s.

Liite 2. Lehtolajit

Ahomansikka (*Fragaria vesca*)
 (Sorea)hiirenporras (*Athyrium filix-femina*)
 Isoalvejuuri (*Dryopteris expansa*)
 Kaiheorvokki (*Viola selkirkii*)
 Karhunputki (*Angelica sylvestris*)
 Ketunleipä (*Oxalis acetosella*)
 Kevätlinnunherne (*Lathyrus vernus*)
 Kevätlinnunsilmä (*Chrysosplenium alternifolium*)
 Kevättähtimö (*Stellaria holostea*)
 Kielo (*Convallaria majalis*)
 Koiranheisi (*Viburnum opulus*)
 Koivut (*Betula*)
 Korpi-imarre (*Phegopteris connectilis*)
 Kotkansiipi (*Matteuccia struthiopteris*)
 Kuusi (*Picea abies*)
 Lehmus (*Tilia cordata*)
 Lehtohorsma (*Epilobium montanum*)
 Lehtokorte (*Equisetum pratense*)
 Lehtokuusama (*Lonicera xylosteum*)
 Lehtomatara (*Galium triflorum*)
 Lehto-orvokki (*Viola mirabilis*)
 (Lehto)tesma (*Milium effusum*)
 Lehtotähtimö (*Stellaria nemorum*)
 Lillukka (*Rubus saxatilis*)
 Mesiangervo (*Filipendula ulmaria*)
 Metsäalvejuuri (*Dryopteris carthusiana*)
 Metsäimarre (*Gymnocarpium dryopteris*)
 Metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*)
 Metsämaitikka (*Melampyrum sylvaticum*)
 Metsäorvokki (*Viola riviniana*)
 Metsätähti (*Trientalis europaea*)
 Mustakonnanmarja (*Actaea spicata*)
 Nuokkuhelmikkä (*Melica nutans*)
 Näsiä (*Daphne mezereum*)
 Ojakellukka (*Geum rivale*)
 Oravanmarja (*Maianthemum bifolium*)
 Sudenmarja (*Paris quadrifolia*)
 Taikinamarja (*Ribes alpinum*)
 Tuomi (*Prunus padus*)
 Vadelma (*Rubus idaeus*)
 Valkolehdokki (*Platanthera bifolia*)
 Velholehti (*Circaea alpina*)
 Vuohenputki (*Aegopodium podagraria*)

Liite 3. Kaikki tutkimuksessa havaitut lajit sisältäen myös ne lajit, jotka havaittiin näytealojen ulkopuolella. Näytealojen ulkopuolella havaittuja lajeja ei ole erikseen eritelty. Lehtolajit on lihavoitu. Tieteelliset nimet ja lajien nimet ovat Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) mukaiset.

Laji	Tieteellinen nimi	Taloudsmetsässä	Suojelumetsässä
Vaahtera	<i>Acer platanoides</i> L.		X
Siankärsämö	<i>Achillea millefolium</i> L.	X	
Mustakonnanmarja	<i>Actaea spicata</i> L.	X	X
Nurmirölli	<i>Agrostis capillaris</i> L.	X	X
Poimulehdet	<i>Alchemilla</i> sp. L.	X	
Tervaleppä	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	X	X
Harmaaleppä	<i>A. incana</i> (L.) Moench	X	X
Karhunputki	<i>Angelica sylvestris</i> L.	X	X
Koiranputki	<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	X	
(Sorea)hiirenporras	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	X	X
Koivut	<i>Betula</i> sp. L.	X	X
Metsäkastikka	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth	X	X
Viitakastikka	<i>C. canescens</i> (F.H. Wigg) Roth	X	X
Korpikastikka	<i>C. phragmitoides</i> Hartm.	X	X
Kanerva	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	X	
Rentukka	<i>Caltha palustris</i> L.		X
Sarat	<i>Carex</i> sp. L.	X	
Korpiolkusara	<i>C. brunnescens</i> var. <i>vitalis</i> (Fr.) Asch. & Graebn.	X	
Harmaasara	<i>C. canescens</i> L.	X	X
Sormisara	<i>C. digitata</i> L.	X	X
Pallosara	<i>C. globularis</i> L.	X	
Jänönsara	<i>C. leporina</i> L.	X	
Kevätlinnunsilmä	<i>Chrysosplenium alternifolium</i> L.		X
Velholehti	<i>Circaea alpina</i> L.	X	X
Huopaohdake	<i>Cirsium helenioides</i> (L.) Hill	X	
Suo-ohdake	<i>C. palustre</i> (L.) Scop.	X	
Kurjenjalka	<i>Comarum palustre</i> L.		X
Kielo	<i>Convallaria majalis</i> L.	X	X
Suokeltto	<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench		X
Näsiä	<i>Daphne mezereum</i> L.	X	
Nurmilauha	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv.	X	X
Metsälauha	<i>D. flexuosa</i> (L.) Trin.	X	X
Metsäalvejuuri	<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P. Fuchs	X	X
Isoalvejuuri	<i>D. expansa</i> (C. Presl) Fraser-Jenk. & Jermy	X	X
Maitohorsma	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	X	
Lehtohorsma	<i>E. montanum</i> L.	X	
Peltokorte	<i>Equisetum arvense</i> L.	X	
Lehtokorte	<i>E. pratense</i> Ehrh.	X	X
Metsäkorte	<i>E. sylvaticum</i> L.	X	X
Mesiangervo	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	X	X
Ahomansikka	<i>Fragaria vesca</i> L.	X	X
Peltopillike	<i>Galeopsis bifida</i> L.	X	
Rantamatara	<i>Galium palustre</i> L.	X	
Lehtomatara	<i>G. triflorum</i> Michx.	X	X
Luhtamatara	<i>G. uliginosum</i> L.	X	

Metsäkurjenpolvi	<i>Geranium sylvaticum</i> L.	X	X
Ojakellukka	<i>Geum rivale</i> L.	X	X
Yövilkka	<i>Goodyera repens</i> (L.) R. Br.	X	
Metsäimarre	<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) Newman	X	X
Ukonkeltanot	<i>Hieracium</i> sp. L.	X	X
Ketunlieko	<i>Huperzia selago</i> (L.) Bernh. ex Schrank & Mart.	X	
Särmäkuisma	<i>Hypericum maculatum</i> Crantz	X	X
(Koti)kataja	<i>Juniperus communis</i> L.	X	X
Lehtikuuset	<i>Larix</i> sp. Mill.	X	
Kevätlinnunherne	<i>Lathyrus vernus</i> (L.) Bernh.	X	X
Vanamo	<i>Linnea borealis</i> L.	X	X
Lehtokuusama	<i>Lonicera xylosteum</i> L.	X	
Nurmiپیپو	<i>Luzula multiflora</i> (Retz.) Lej.	X	
Keväپیپو	<i>L. pilosa</i> (L.) Willd.	X	X
Terttuألپی	<i>Lysimachia thyrsoflora</i> L.	X	
Oravanmarja	<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F.W. Schmidt	X	X
Kotkansiipi	<i>Matteuccia struthiopteris</i> (L.) Tod.	X	
Maitikat	<i>Melampyrum</i> sp. L.	X	X
Kangasmaitikka	<i>M. pratense</i> L.	X	
Metsämaitikka	<i>M. sylvaticum</i> L.	X	X
Nuokkuhelmikkä	<i>Melica nutans</i> L.	X	X
(Lehto)tesma	<i>Milium effusum</i> L.	X	X
Tähtitalvikki	<i>Moneses uniflora</i> (L.) A. Gray	X	
Peltolemmikki	<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill	X	
Nuokkotalvikki	<i>Orthilia secunda</i> (L.) House	X	X
Ketunleipä	<i>Oxalis acetosella</i> L.	X	X
Sudenmarja	<i>Paris quadrifolia</i> L.	X	X
Korpi-imarre	<i>Phegopteris connectilis</i> (Michx.) Watt	X	X
(Metsä)kuusi	<i>Picea abies</i> H. Karst.	X	X
(Metsä)mänty	<i>Pinus sylvestris</i> L.	X	
Valkolehdokki	<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich. ssp. <i>latiflora</i> (Drejer) Löjtnant	X	
Karheanurmikka	<i>Poa trivialis</i> L.	X	
Kallioimarre	<i>Polypodium vulgare</i> L.	X	X
(Metsä)haapa	<i>Populus tremula</i> L.	X	X
(Aho)niittyhumala	<i>Prunella vulgaris</i> L.	X	X
Tuomi	<i>Prunus padus</i> L.	X	X
Sananjalka	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	X	X
Pikkutalvikki	<i>Pyrola minor</i> L.	X	X
Isotalvikki	<i>P. rotundifolia</i> L.	X	X
Aholeinikki	<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.	X	
Rönsyleinikki	<i>R. repens</i> L.	X	X
(Korpi)paatsama	<i>Rhamnus frangula</i> L.	X	X
Taikinamarja	<i>Ribes alpinum</i> L.	X	
Punaherukka	<i>Ribes rubrum</i> -ryhmä	X	X
Mesimarja	<i>Rubus arcticus</i> L.	X	
Vadelma	<i>R. idaeus</i> L.	X	X
Lillukka	<i>R. saxatilis</i> L.	X	X
Raita	<i>Salix caprea</i> L.	X	X
Kiiltopaju	<i>S. phylicifolia</i> L.	X	

Puna-ailakki	<i>Silene dioica</i> (L.) Clairv.	X	
Kultapiisku	<i>Solidago virgaurea</i> L.	X	X
(Koti)pihlaja	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	X	X
Kevättähtimö	<i>Stellaria holostea</i> L.		X
Metsätähtimö	<i>S. longifolia</i> Willd.	X	
Pihatähtimö	<i>S. media</i> (L.) Vill.	X	
Lehtotähtimö	<i>S. nemorum</i> L.	X	
Voikukat	<i>Taraxacum</i> sp. Weber	X	X
Metsälehmus	<i>Tilia cordata</i> Mill.	X	X
Metsätähti	<i>Trientalis europaea</i> L.	X	X
Leskenlehti	<i>Tussilago farfara</i> L.	X	
(Iso)nokkonen	<i>Urtica dioica</i> L.	X	X
Mustikka	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	X	X
Puolukka	<i>V. vitis-idaea</i> L.	X	X
Nurmitädyke	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	X	X
Rohtotädyke	<i>V. officinalis</i> L.	X	
Koiranheisi	<i>Viburnum opulus</i> L.	X	
Aitovirna	<i>Vicia sepium</i> L.	X	
Korpiorvokki	<i>Viola epipsila</i> Ledeb.	X	
Lehto-orvokki	<i>V. mirabilis</i> L.	X	X
Suo-orvokki	<i>V. palustris</i> L.	X	X
Metsäorvokki	<i>V. riviniana</i> Rchb.	X	X
Kaiheorvokki	<i>V. selkirkii</i> Pursh ex Goldie		X

Liite 4. Lajien esiintyminen tutkimusalueilla. Taulukossa on esitetty, kuinka monella näytealalla laji havaittiin sekä lajin keskimääräinen peittävyys alueittain. Lehtolajit on lihavoitu. Lajit, joiden peittävyys on pienempi kuin 0,1 %, on merkitty plus-merkillä. Lajien nimet ja tieteelliset nimet ovat Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) mukaiset.

Laji	Tieteellinen nimi	Talou metsä	Keskimääräinen peittävyys talou metsissä	Suojelualue	Keskimääräinen peittävyys suojelualueilla
Vaahtera	<i>Acer platanoides</i>	0	0	1	0,1
Siankärsämö	<i>Achillea millefolium</i>	1	+	0	0
Mustakonnanmarja	<i>Actaea spicata</i>	1	+	1	+
Nurmirölli	<i>Agrostis capillaris</i>	3	0,1	2	+
Poimulehdet	<i>Alchemilla sp.</i>	1	+	0	0
Tervaleppä	<i>Alnus glutinosa</i>	1	+	0	0
Harmaaleppä	<i>A. incana</i>	25	2,8	12	0,4
Karhunputki	<i>Angelica sylvestris</i>	21	0,5	0	0
Koiranputki	<i>Anthriscus sylvestris</i>	1	+	0	0
(Sorea)hiirenporras	<i>Athyrium filix-femina</i>	29	4,4	25	4,0
Koivut	<i>Betula sp.</i>	16	1,9	2	0,2
Metsäkastikka	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	21	0,9	33	1,5
Viitakastikka	<i>C. canescens</i>	3	0,1	2	+
Korpikastikka	<i>C. phragmitoides</i>	23	0,9	12	0,3
Kanerva	<i>Calluna vulgaris</i>	1	+	0	0
Rentukka	<i>Caltha palustris</i>	0	0	3	0,1
Sarat	<i>Carex sp.</i>	1	+	0	0
Korpiolkusara	<i>C. brunnescens var. vitilis</i>	2	+	0	0
Harmaasara	<i>C. canescens</i>	1	+	1	+
Sormisara	<i>C. digitata</i>	19	0,4	18	0,3
Pallosara	<i>C. globularis</i>	1	+	0	0
Jänönsara	<i>C. leporina</i>	1	+	0	0
Kevätlinnunsilmä	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	0	0	6	1,5
Velholehti	<i>Circaea alpina</i>	1	+	5	0,2
Huopaohdake	<i>Cirsium helenioides</i>	1	+	0	0
Suo-ohdake	<i>C. palustre</i>	4	+	0	0
Kurjenjalka	<i>Comarum palustre</i>	0	0	1	+
Kielo	<i>Convallaria majalis</i>	5	0,4	15	0,5
Suokeltto	<i>Crepis paludosa</i>	0	0	1	+
Nurmilauha	<i>Deschampsia cespitosa</i>	6	0,1	1	+
Metsälauha	<i>D. flexuosa</i>	35	3,9	21	0,6
Metsäalvejuuri	<i>Dryopteris carthusiana</i>	54	3,2	52	5,0
Isoalvejuuri	<i>D. expansa</i>	2	0,4	13	1,6
Maitohorsma	<i>Epilobium angustifolium</i>	13	1,4	0	0
Lehtohorsma	<i>E. montanum</i>	1	+	0	0
Peltokorte	<i>Equisetum arvense</i>	1	+	0	0
Lehtokorte	<i>E. pratense</i>	17	1,1	5	0,1
Metsäkorte	<i>E. sylvaticum</i>	22	0,5	25	0,9
Mesiangervo	<i>Filipendula ulmaria</i>	16	1,7	7	1,3

Ahomansikka	<i>Fragaria vesca</i>	24	1,0	16	0,3
Peltopillike	<i>Galeopsis bifida</i>	2	+	0	0
Rantamatara	<i>Galium palustre</i>	1	+	0	0
Lehtomatara	<i>G. triflorum</i>	5	+	2	0,1
Luhtamatara	<i>G. uliginosum</i>	2	+	0	0
Metsäkurjenpolvi	<i>Geranium sylvaticum</i>	20	0,8	8	0,3
Ojakellukka	<i>Geum rivale</i>	7	0,5	4	0,1
Metsäimarre	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	76	8,8	52	5,9
Ukonkeltanot	<i>Hieracium</i> sp.	2	+	1	+
Ketunlieko	<i>Huperzia selago</i>	9	0,4	0	0
(Koti)kataja	<i>Juniperus communis</i>	5	0,3	0	0
Lehtikuuset	<i>Larix</i> sp.	1	0,2	0	0
Kevätlinnunherne	<i>Lathyrus vernus</i>	2	0,1	3	0,1
Vanamo	<i>Linnea borealis</i>	21	0,4	12	0,2
Nurmipiippo	<i>Luzula multiflora</i>	2	+	0	0
Kevätpiippo	<i>L. pilosa</i>	36	0,6	26	0,3
Oravanmarja	<i>Maianthemum bifolium</i>	78	4,4	60	2,0
Kotkansiipi	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	5	0,4	0	0
Maitikat	<i>Melampyrum</i> sp.	5	+	4	+
Kangasmaitikka	<i>M. pratense</i>	9	0,1	0	0
Metsämaitikka	<i>M. sylvaticum</i>	37	1,1	5	0,1
Nuokkuhelmikkä	<i>Melica nutans</i>	40	1,7	9	0,1
(Lehto)Tesma	<i>Milium effusum</i>	19	0,4	2	+
Peltolemmikki	<i>Myosotis arvensis</i>	1	+	0	0
Nuokkotalvikki	<i>Orthilia secunda</i>	3	+	10	0,1
Ketunleipä	<i>Oxalis acetosella</i>	77	3,9	56	3,2
Sudenmarja	<i>Paris quadrifolia</i>	22	0,1	11	0,4
Korpi-imarre	<i>Phegopteris connectilis</i>	25	3,8	24	2,8
(Metsä)kuusi	<i>Picea abies</i>	33	3,2	25	0,8
(Metsä)mänty	<i>Pinus sylvestris</i>	7	0,2	0	0
Karheanurmikka	<i>Poa trivialis</i>	1	0,2	0	0
(Metsä)Haapa	<i>Populus tremula</i>	12	0,1	12	0,1
(Aho)niittyhumala	<i>Prunella vulgaris</i>	1	0,3	1	+
Tuomi	<i>Prunus padus</i>	8	1,0	1	+
Sananjalka	<i>Pteridium aquilinum</i>	8	0,8	8	0,6
Pikkotalvikki	<i>Pyrola minor</i>	5	0,1	3	+
Isotalvikki	<i>P. rotundifolia</i>	7	0,4	1	+
Aholeinikki	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	1	+	0	0
Rönsyleinikki	<i>R. repens</i>	6	0,1	6	0,2
Taikinamarja	<i>Ribes alpinum</i>	1	0,1	0	0
Punaherukka	<i>R. rubrum</i> – ryhmä	2	0,1	1	+
Mesimarja	<i>Rubus arcticus</i>	1	+	0	0
Vattu	<i>R. idaeus</i>	34	2,5	25	1,7
Lillukka	<i>R. saxatilis</i>	54	2,9	44	2,4
Raita	<i>Salix caprea</i>	2	+	0	0
Kiiltopaju	<i>S. phylicifolia</i>	1	0,2	0	0
Kultapiisku	<i>Solidago virgaurea</i>	23	0,6	5	+
(Koti)pihlaja	<i>Sorbus aucuparia</i>	54	3,5	34	1,2

Metsätähtimö	<i>Stellaria longifolia</i>	2	+	0	0
Pihatähtimö	<i>S. media</i>	1	+	0	0
Lehtotähtimö	<i>S. nemorum</i>	1	+	0	0
Voikukat	<i>Taraxacum</i> sp.	1	+	2	+
Metsälehmus	<i>Tilia cordata</i>	1	+	1	+
Metsätähti	<i>Trientalis europaea</i>	79	2,4	60	1,2
Leskenlehti	<i>Tussilago farfara</i>	1	0,1	0	0
(Iso)nokkonen	<i>Urtica dioica</i>	4	0,1	5	0,2
Mustikka	<i>Vaccinium myrtillus</i>	55	4,3	41	2,5
Puolukka	<i>V. vitis-idaea</i>	40	1,7	19	0,3
Nurmitädyke	<i>Veronica chamaedrys</i>	15	0,3	1	+
Rohtotädyke	<i>V. officinalis</i>	4	0,1	0	0
Koiranheisi	<i>Viburnum opulus</i>	1	+	0	0
Korpiorvokki	<i>Viola epipsila</i>	1	+	0	0
Lehto-orvokki	<i>V. mirabilis</i>	17	0,5	12	0,2
Suo-orvokki	<i>V. palustris</i>	2	0,1	2	+
Metsäorvokki	<i>V. riviniana</i>	6	0,1	2	+
Kaiheorvokki	<i>V. selkirkii</i>	0	0	1	+