

# **Monimuotoisuuden ja metsän eri käyttömuotojen yhteensovittaminen kuntien virkistysmetsissä ja valtion retkeilyalueilla**

Leena Hamberg ja Irja Löfström

Metlan työraportteja / Working Papers of the Finnish Forest Research Institute -sarjassa julkaistaan tutkimusten ennakkotuloksia ja ennakkotulosten luonteisia selvityksiä. Sarjassa voidaan julkaista myös esitelmiä ja kokouskoosteita yms.

Sarjassa ei käytetä tieteellistä tarkastusmenettelyä. Kirjoitukset luokitellaan Metlan julkaisuiminnassa samaan ryhmään monisteiden kanssa.

Sarjan julkaisut ovat saatavissa pdf-muodossa sarjan Internet-sivuilta.

<http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/>  
ISSN 1795-150X

**Toimitus**

PL 18  
01301 Vantaa  
puh. 010 2111  
faksi 010 211 2101  
sähköposti [julkaisutoimitus@metla.fi](mailto:julkaisutoimitus@metla.fi)

**Julkaisija**

Metsäntutkimuslaitos  
PL 18  
01301 Vantaa  
puh. 010 2111  
faksi 010 211 2101  
sähköposti [info@metla.fi](mailto:info@metla.fi)  
<http://www.metla.fi/>

<b>Tekijät</b> Hamberg, Leena & Löfström, Irja			
<b>Nimeke</b> Monimuotoisuuden ja metsän eri käyttömuotojen yhteensovittaminen kuntien virkistysmetsissä ja valtion retkeilyalueilla			
<b>Vuosi</b> 2009	<b>Sivumäärä</b> 69	<b>ISBN</b> 978-951-40-2153-4	<b>ISSN</b> 1795-150X
<b>Yksikkö / Tutkimusohjelma / Hankkeet</b> Vantaan toimintayksikkö / TUK-tutkimusohjelma /3419 Metsien monimuotoisuuden suojele monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa/ Monimuotoisuuden turvaamisen ja virkistyskäytön yhteensovittaminen kuntien virkistysmetsissä ja valtion retkeilyalueilla.			
<b>Hyväksynyt</b> Riitta Hänninen, tutkimusohjelman johtaja, 5.2.2009			
<b>Tiivistelmä</b> <p>Virkistysmetsiin ja retkeilyalueisiin kohdistuu monenlaisia, osin ristiriitaisiakin odotuksia. Niiden toivotaan tarjoavan erilaisia virkistysmahdollisuuksia ulkoilijoille ja metsäeliöstölle sopivia elinympäristöjä. Samalla niiltä odotetaan usein myös taloudellista tuottoa. Taajamissa tehostunut maankäyttö ja asumisen tiivistyminen vähentävät laadukkaiden ulkoiluun soveltuvien luonnonympäristöjen määrää ja asettavat lisäpaineita olemassa olevien virkistysalueiden käytölle.</p> <p>Suunnittelun ja hoidon apuvälineeksi on tuotettu melko runsaasti tutkimustietoa, jota voidaan hyödyntää sovitettaessa yhteen virkistys- ja retkeilyalueille asetettuja erilaisia tavoitteita. Tutkimusten tuloksia voidaan käyttää apuna metsäsuunnitteluprosessin eri vaiheissa ja hoidon apuvälineenä. Käytännön toimijoiden on kuitenkin ollut vaikea löytää uusinta tutkimustietoa yksittäisistä, eri tahoilla tehdyistä julkaisuista, joissa tulokset esitetään usein melko teoreettisessa muodossa. Tutkimus ja tietotarpeet ovat lisääntyneet, mutta alan tutkimuksia, selvityksiä ja ohjeistoja kokoavia kirjallisuuskatsauksia on tehty vain vähän. Edellisestä taajamametsiin sovellettavasta kirjallisuuskatsauksesta (Löfström 1987) on kulunut jo yli 20 vuotta ja taajamametsien hoito-oppaasta (Komulainen 1995) 14 vuotta.</p> <p>Tässä kirjallisuuskatsauksessa on koottu yhteen tutkimukset ja julkaisut, joita voidaan soveltaa kuntien virkistysmetsien ja valtion retkeilyalueiden suunnittelussa ja hoidossa. Tarkastelun painopisteenä on luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen alueilla, joilla virkistyskäyttö on runsasta. Kirjallisuuskatsaukseen kerättiin myös alan keskeiset tietotarpeet alan tutkijoiden ja kuntien ja Metsähallituksen metsäasiantuntijoiden näkemysten pohjalta. Tämä kirjallisuuskatsaus on suunnattu kuntien ja valtion metsä-, ympäristö- ja viheralan käytännön toimijoille, alan tutkijoille ja opiskelijoille ja kaikille virkistys- ja retkeilyalueiden suunnittelusta ja hoidosta kiinnostuneille henkilöille ja järjestöille.</p>			
<b>Asiasanat</b> virkistysmetsät, retkeilyalueet, monitavoitteisuus, monimuotoisuus, METSO-ohjelma			
<b>Julkaisun verkko-osoite</b> <a href="http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2009/mwp113.htm">http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2009/mwp113.htm</a>			
<b>Tämä julkaisu korvaa julkaisun</b>			
<b>Tämä julkaisu on korvattu julkaisulla</b>			
<b>Yhteydenotot</b> Hamberg, Leena, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, PL 18, 01301 Vantaa. Sähköposti <a href="mailto:leena.hamberg@metla.fi">leena.hamberg@metla.fi</a>			
<b>Bibliografiset tiedot</b>			
<b>Muita tietoja</b>			

## Sisällys

<b>Esipuhe</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Johdanto</b> .....	<b>7</b>
1.1 Tausta.....	7
1.2 Kirjallisuuskatsauksen tarkoitus.....	7
<b>2 Metsien monimuotoisuus</b> .....	<b>8</b>
2.1 Monimuotoisuuden määritelmä .....	8
2.2 Metsät ja monimuotoisuus.....	8
2.3 Metsien monimuotoisuus ja siihen liittyvät keskeiset säädökset .....	9
<b>3 Kuntien virkistysmetsät</b> .....	<b>9</b>
3.1 Mitä taajama- ja virkistysmetsillä tarkoitetaan .....	9
3.2 Virkistysmetsien merkitys .....	10
3.3 Monimuotoisuus taajamaympäristössä .....	11
3.3.1 Virkistysmetsien pirstoutuminen .....	12
3.3.2 Virkistyskäytön vaikutus monimuotoisuuteen .....	13
3.3.3 Virkistysmetsien rakenne ja ominaisuudet.....	15
3.4 Virkistysmetsien monitavoitteinen suunnittelu .....	15
3.4.1 Kuntametsien suunnittelun nykytila ja haasteet.....	15
3.4.2 Monitavoitteisen suunnittelun eri tasot ja vaiheet .....	16
3.4.3 Taajamametsien hoitoluokitus.....	17
3.4.4 Osallistava metsäsuunnittelu .....	18
3.4.5 Inventoinneissa, kartoituksissa ja päätöksenteossa käytettäviä menetelmiä ...	20
3.5 Monitavoitteinen virkistysmetsien hoito .....	22
3.5.1 Metsän rakenteen monipuolisuuden ylläpitäminen ja lisääminen virkistys- metsissä .....	22
3.5.2 Reunavaikutuksen vähentäminen.....	25
3.5.3 Virkistyskäytön ohjaaminen .....	26
3.5.4 Maiseman ja monimuotoisuuden yhteensovittaminen.....	30
3.5.5 Maiseman ja monimuotoisuuden yhteensovittaminen.....	30
3.5.6 Metsien suojavaikutusten ylläpitäminen .....	33
<b>4 Valtion retkeilyalueet</b> .....	<b>34</b>
4.1 Eri käyttömuotojen yhteensovittaminen valtion retkeilyalueilla .....	36
4.1.1 Metsäsuunnittelu valtion retkeilyalueilla.....	36
4.1.2 Monitavoitteinen metsänhoito .....	37
4.1.3 Monimuotoisuuden vaaliminen luonnonsuojelualueilla.....	38
4.1.4 Luontoretkeilyn ohjaaminen.....	39
4.1.5 Metsien hoidon vaikutus marjastukseen ja sienestykseen.....	41
4.1.6 Metsien hoidon vaikutukset riistakantaan.....	42
4.2 Muut monimuotoisuutta ylläpitävät metsänhoitomenetelmät .....	44
4.2.1 Säästöpuiden jättäminen .....	44
4.2.2 Rantametsien hoito .....	45
4.2.3 Ennallistaminen monimuotoisuuden turvaamisessa.....	46
<b>5 Kuntien virkistysmetsiä ja valtion retkeilyalueita koskevia tutkimus- ja kehittä- mistarpeita</b> .....	<b>49</b>
5.1 Kuntien virkistysmetsät.....	49
5.1.1 Ekologian ja virkistyskäytön huomioon ottaminen maankäytön suunnittelussa	49
5.1.2 Menetelmiä ja työvälineitä monitavoitteiseen, vuorovaikutteiseen virkistys- metsien hoidon suunnitteluun .....	50

5.1.3 Virkistysmetsien optimaaliset metsänhoidon menetelmät .....	50
5.1.4 Virkistysmetsien ekonomia .....	51
5.2 Valtion retkeilyalueet.....	51
5.2.1 Monimuotoisuus ja virkistyskäyttö retkeilyalueilla.....	51
5.2.2 Metsäsuunnittelu ja metsänhoito retkeilyalueilla .....	52
5.2.3 Retkeilyalueiden virkistyskäytön aluetaloudelliset vaikutukset .....	52
<b>Kirjallisuus .....</b>	<b>52</b>
<b>Liite 1. Metsiin liittyvät keskeiset säädökset ja suositukset.....</b>	<b>66</b>
<b>Liite 2. Kaavio Puijon monitavoitteisen ja vuorovaikutteisen metsäsuunnittelun laadintaprosessista (Löfström ym. 2008b). .....</b>	<b>69</b>

## Esipuhe

Tämä raportti on tehty ympäristöministeriön Metsäntutkimuslaitokselle myöntämällä rahoituksella, joka oli osa METSO-ohjelmaan kuuluvaa KuntaMETSO-työryhmän rahoitusta. KuntaMETSO -työryhmän työssä painotettiin monimuotoisuuden turvaamista ja eri käyttömuotojen yhteensovittamista kuntien ulkoilu- ja virkistysmetsissä ja valtion retkeilyalueilla.

Kirjallisuuskatsauksen tavoitteena oli koota monimuotoisuuteen ja metsien eri käyttömuotoihin sekä niiden yhteensovittamiseen liittyvä kirjallisuus käytännön tietopaketti kunnille ja valtion retkeilyalueille. Raportissa tarkastellaan myös alan keskeisiä tietotarpeita, joita saatiin alan tutkijoilta sekä kuntien ja Metsähallituksen asiantuntijoilta heille tehdyssä kyselyssä. Tämä raportti on suunnattu kuntien ja valtion metsä-, ympäristö- ja viheralan käytännön toimijoille, alan tutkijoille ja opiskelijoille ja kaikille virkistys- ja retkeilyalueiden suunnittelusta ja hoidosta kiinnostuneille henkilöille ja järjestöille.

Kuntien virkistysmetsät sekä valtion retkeilyalueet ovat osa metsäluontoa, ja samalla useimmille meistä lähin kosketus alkuperäiseen luontoympäristöön. Sijaintinsa ja runsaan käytön vuoksi etenkin kuntien metsäalueita kuormittavat monet ihmisen aiheuttamat häiriöt, kuten metsien pirstoutuminen, voimakkaan ulkoilukäytön aiheuttama kasvillisuuden kuluminen ja saasteet. Parhaimmillaan ne ovat kuitenkin arvokkaita luontoalueita monimuotoisuuden ylläpitämisessä. Koska kuntien ja retkeilyalueiden metsien hoidossa korostuvat virkistyskäyttö sekä maisema- ja luontoarvot, ne voivat olla rakenteeltaan hyvin monimuotoisia. Siten ne voivat tarjota lajistolle monipuolisia elinympäristöjä ja toimia tärkeinä monimuotoisuuden ylläpitäjinä.

Kiitämme lämpimästi tätä hanketta rahoittanutta ympäristöministeriötä, käsikirjoitukseen arvokkaita kommentteja ja rakentavaa palautetta antaneita MMM Kirsi Mäkistä, MMM Juha Siitosta, FT Eeva Karjalaista ja MMM Heikki Surakkaa, julkaisun taittanutta Sisko Salmista sekä Erkki Oksasta (Metla), Hannu Rantasta (Metla), Juha-Pekka Hambergia ja Jouko Räsästä sekä Kuopion kaupunkia julkaisuun liittyvistä valokuvista.

Vantaalla helmikuussa 2009

Leena Hamberg ja Irja Löfström

## 1 Johdanto

### 1.1 Tausta

Laadukas ja viihtyisä ulkoiluympäristö on tärkeä osa suomalaisten hyvinvointia. Ulkoilijoiden ja luonnossa liikkujien kannalta avainasemassa ovat kuntien ja valtion omistamat ja ylläpitämät virkistys- ja retkeilyalueet. Vaikka kuntien omistamat metsät kattavat vain vajaa kaksi prosenttia Suomen metsien kokonaispinta-alasta, niiden merkitys on suuri (Löfström ym. 2006), sillä jo noin 82% Suomen väestöstä asuu taajamissa (Gundersen ym. 2005). Kodin lähellä ulkoilee 95% suomalaisista, ja näistä ulkoilukerroista 44% kohdistuu kuntien omistamille alueille (Pouta ja Sievänen 2001a). Myös valtion retkeilyalueet ovat ahkerassa käytössä, sillä niillä vierailee vuosittain noin 350 000 retkeilijää (Högmander ja Leivo 2004).

Virkistysmetsiin kohdistuu nykyään monenlaisia, jopa ristiriitaisia odotuksia. Virkistysmetsien on pystyttävä tarjoamaan erilaisia virkistäytymismahdollisuuksia ulkoilijoille ja metsäeliöstölle sopivia elinympäristöjä. Samalla niiltä usein odotetaan myös taloudellista tuottoa. Taajamissa tehostunut maankäyttö ja asumisen tiivistyminen vähentävät laadukkaiden ulkoiluun soveltuvien luonnonympäristöjen määrää ja asettavat lisäpaineita olemassa olevien virkistysalueiden käytölle.

Suunnittelun ja hoidon apuvälineeksi tarvitaan tutkimustietoa, jotta kuntien ja valtion virkistysalueiden hoidossa kyettäisiin täyttämään virkistysalueille asetetut monitahoiset tavoitteet (ks. Yli-Pelkonen ja Niemelä 2006). Tutkimustuloksia voidaan käyttää apuna suunnitteluprosessin eri vaiheissa, kuten osallistavan suunnittelun osana. Tutkimustiedon pitäisi olla käytännön toimijoiden kannalta helposti tavoitettavassa muodossa. Vaikka metsiin liittyvää tutkimusta tehdään monissa yliopistoissa ja tutkimuslaitoksissa sekä Suomessa että ulkomailla, käytännön toimijoiden on ollut vaikea löytää uusinta tutkimustietoa yksittäisistä eri tahoilla tehdyistä julkaisuista. Tämän lisäksi tutkittu tieto esitetään usein melko teoreettisessa muodossa. Tutkimus ja tietotarpeet ovat lisääntyneet, mutta alan tutkimuksia kokoavia kirjallisuuskatsauksia on tehty vain vähän. Edellisestä taajamien metsiä koskevasta kirjallisuuskatsauksesta on aikaa jo yli 20 vuotta (Löfström 1987a).

### 1.2 Kirjallisuuskatsauksen tarkoitus

Tämän kirjallisuuskatsauksen tavoitteena on koota yhteen alan tutkimukset ja julkaisut, joita voidaan soveltaa kuntien virkistysmetsien ja valtion retkeilyalueiden suunnittelussa ja hoidossa. Eriyisesti tarkastellaan metsien monimuotoisuutta ja sen ylläpitämisen mahdollisuuksia alueilla, joilla virkistyskäyttö on runsasta. Metsien talouskäyttö jätetään tässä kirjallisuuskatsauksessa vähemmälle huomiolle. Kuntien virkistysmetsiä ja valtion retkeilyalueita on käsitelty erikseen niiden erilaisen luonteen vuoksi. Tästä kahtiajaosta huolimatta kumpaakin osaa voidaan hyödyntää sekä kunnissa että retkeilyalueilla mietittäessä eri käyttömuotojen yhteensovittamista. Kuntien virkistysmetsiä käsittelevässä osassa on esitelty laajasti aiheeseen sopivia tutkimustuloksia, kun taas valtion retkeilyalueiden osa-alue pohjautuu enimmäkseen Metsähallituksen tekemiin selvityksiin (osa julkaisemattomia) ja hoito- ja käyttösuunnitelmiin.

Tämän hankkeen yhtenä tehtävänä oli myös selvittää alan keskeisiä tietotarpeita, joita kartoitettiin alan tutkijoille ja kuntien ja Metsähallituksen toimijoille tehdyllä kyselyllä.

Kirjallisuuskatsaus on suunnattu metsä-, viher- ja ympäristöalan käytännön ammattilaisille, alan opiskelijoille ja tutkijoille sekä kaikille aihepiiristä kiinnostuneille. Lisätietoa monimuotoisuudesta ja metsien muista käyttömuodoista sekä niiden yhteensovittamisesta saa lukemalla aihepiiriin liittyvää kirjallisuutta, jota on koottu kirjallisuusluetteloon.

## 2 Metsien monimuotoisuus

### 2.1 Monimuotoisuuden määritelmä

Metsien monimuotoisuudella tarkoitetaan erilaisten metsäelinympäristöjen runsautta ja monipuolisuutta sekä metsässä elävien eliölajien määrää (Heywood ja Baste 1995, Metsätaloustieteellinen vuosikirja 2005). Monimuotoisuus ei kuitenkaan tarkoita lajimäärän maksimointia kaikkialla ja kaikissa tilanteissa (vrt. Mönkkönen 2004). Alueellisesti on tärkeää turvata elämisen mahdollisuudet niille lajeille, jotka ovat kullekin alueelle luontaisia. Siksi joissain tilanteissa voi olla tavoitteena jopa lajimäärän vähentäminen. Näin on muun muassa silloin, kun vieraat lajit uhkaavat alkuperäistä lajistoa. Esimerkiksi karujen ja vähälajisten kasvupaikkojen lajisto voi runsastua ja muuttua rehevöitymisen vuoksi, kun ravinteikkaista olosuhteista hyötyvät lajit korvaavat alkuperäisen, niukkoihin ravinneolosuhteisiin sopeutuneen lajiston. Monimuotoisuuden ylläpitämiseen kuuluu, että myös lajimäärältään niukkoja alueita pyritään säilyttämään.

Monimuotoisuus on luonnossa esiintyvää vaihtelua paitsi eri paikkojen, myös eri ajanjaksojen välillä (Mönkkönen 2004). Monimuotoisuutta voivat lisätä metsiä kohtaavat häiriöt, kuten tuulenkaadot ja metsäpalot, joiden seurauksena syntyy uusia elinympäristöjä. Tällainen elinympäristöjen vaihtelu on tärkeää metsiemme eliölajiston monimuotoisuudelle. On arvioitu, että vajaa puolet koko Suomen eliölajeista eli noin 20 000 lajia elää metsissä (Siitonen ja Hanski 2004).

### 2.2 Metsät ja monimuotoisuus

Metsien monimuotoisuuteen on alettu kiinnittää yhä enemmän huomiota, kun on havaittu, että aktiivinen talousmetsien hoito on vähentänyt luontaisesti kehittyneille metsille ominaista vaihtelua ja sitä kautta eri eliöille sopivien elinympäristöjen määrää (Kouki 1994, Fries ym. 1997, Östlund ym. 1997, Linder ja Östlund 1998, Nordlind ja Östlund 2003, Uotila 2004, Lilja 2006). Puuston ikäjakauma ja puulajikoostumus metsikkötasolla ovat yksipuolistuneet (ks. Östlund ym. 1997, Rouvinen ym. 2002). Talousmetsissä on luonnontilaisiin metsiin verrattuna vähemmän lahoppuuta, suuria puita ja lehtipuuta, kuten suuria haapoja ja raitoja (Kuusinen 1994a, b, 1996, Siitonen 2001, Siitonen ym. 2001, Kouki ym. 2004, Penttilä 2004, Tikkanen ym. 2006). Luontaisesti kehittyneille metsille tyypillinen monikerroksinen puusto puuttuu monin paikoin (Lähde ym. 1991, Linder ym. 1997, Östlund ym. 1997, Lilja ja Kuuluvainen 2005).

Metsien monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeää on lahoppuun riittävä määrä (Kouki ym. 2001, Ahlroth ym. 2004, Hyvärinen ym. 2005), sillä noin 20–25% maamme 20 000 metsälajista elää lahoppuun varassa (Siitonen 2001). Vanhoissa luonnonmetsissä lahoppuun määrä koko puuston tilavuudesta on yleensä 15–40% (Siitonen 2001, Ahlroth ym. 2004) eli noin 60–120 m<sup>3</sup>/ha (Tonteri ja Siitonen 2001), kun taas talousmetsissä lahoppuuta on vain noin 5.5 m<sup>3</sup>/ha (Metsätaloustieteellinen vuosikirja 2005). Vaikka lahoppuuta syntyy myrskyjen seurauksena, kuolleita ja kaatuneita puita on poistettu metsistä muun muassa hyönteistuhojen välttämiseksi (Laki metsän...263/1991,

Tonteri ja Siitonen 2001). Luonnontilaisissa metsissä lahoppuuta syntyy jatkuvasti, jolloin niiden lahoppuulajisto on tavallisesti monipuolinen, ja eriasteisesti lahonneita puita esiintyy kattavasti (Ahlroth ym. 2004). Suurin osa luonnonmetsien lahoppuusta on järeää (Jonsson 2000, Siitonen ym. 2000, Ahlroth ym. 2004).

Muutokset metsissämme ovat johtaneet siihen, että Suomen uhanalaisista lajeista 46% on metsälajeja (Rassi ym. 2001). Näistä lajeista 37%:lle metsä on ensisijainen elinympäristö. Metsien uhanalaisista lajiryhmistä suurimmat ovat selkärangattomat, sienet ja putkilokasvit (Kuusinen ja Virkkala 2004). Erityisen paljon on uhanalaisia kovakuoriaisia. Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja on erityisesti lehdossa, vanhoissa kangasmetsissä, hakamailla, paloalueilla ja harjumetsissä. Lehdot ovat ensisijaisia elinympäristöjä yli puolelle uhanalaista lajeista (Rassi ym. 2001).

### 2.3 Metsien monimuotoisuus ja siihen liittyvät keskeiset säädökset

Lainsäädännöllä ja suosituksilla on pyritty turvaamaan luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeät elinympäristöt (avainbiotoopit) ja luontotyypit jättämällä ne pääosin hakkuiden ulkopuolelle (Kostamo ym. 2004, ks. liite 1). Metsäsertifioinnin myötä säästöpuut ja -puuryhmät ovat tulleet keinoksi muodostaa lahoppuustoa talousmetsiin (Ahlroth ym. 2004). Taimikonhoidon sekä kasvatus- ja uudistushakkuiden suosituksissa metsikön sisäistä puulajivaihtelua pyritään lisäämään mm. välttämällä lehtipuiden turhaa poistamista havupuuvaltaisista metsiköistä (Hyvän metsänhoidon...2006). Käytännön keinot talousmetsissä ovat siis pääasiassa elinympäristöjä säästäviä ja metsikön rakennepiirteitä monipuolistavia.

## 3 Kuntien virkistymetsät

### 3.1 Mitä taajama- ja virkistymetsillä tarkoitetaan

Kuntien omistamat metsät sijaitsevat usein taajamissa. Taajamametsät on yleiskäsite, jolla tässä julkaisussa tarkoitetaan kaikkia taajamissa tai niiden välittömässä läheisyydessä olevia metsiä.



**Kuva1.** Virkistymetsät rikastuttavat kaupunkimaisemaa (kuva: Kuopion kaupunki).

Taajamametsät lisäävät rakennetun alueen viihtyisyyttä ja maisemallista arvoa, suodattavat epäpuhtauksia, vaimentavat tuulta ja melua ja toimivat ulkoilu- ja virkistysympäristönä.

Kuntien virkistymetsillä tarkoitetaan kuntien omistamia metsiä, joita käytetään ensisijaisesti ulkoilu- ja virkistyskäyttöön. Ne voivat olla lähellä asutusta sijaitsevia pieniä metsiköitä tai laajempia taajaman reuna-alueilla tai ulkopuolella sijaitsevia metsäalueita (Löfström ym. 2006, Nuotio 2007). Virkistymetsien hoidossa otetaan erityisesti huomioon puuston elinvoimaisuus, viihtyisyys, turvallisuus, suojavaikutukset, maisema ja luonnon monimuotoisuus (Häggman 2007). Puuntuotannolliset tavoitteet ovat tavallisesti toissijaisia (Löfström ym. 2007). Virkistymetsien kasvillisuus on jokseenkin luonnonvaraista, joskin usein kulumisen ja reunavaikutuksen vuoksi muuttunutta etenkin asutuksen läheisissä taajamametsissä (Malmivaara ym. 2002, Häggman 2007, Hamberg ym. 2008).

Virkistymetsän ominaisuudet ja sijainti vaikuttavat metsän käyttöön ja hoitoon (Löfström ym. 2006). Kunnat määrittelevät metsiään virkistymetsiksi esimerkiksi kaavoituksen, metsäsuunnittelun ja taajamametsien hoitoluokituksen yhteydessä. Kuitenkin vain puolet kunnista on luokitellut metsiään niiden pääasiallisen käyttömuodon mukaan (Löfström 2006). Niissä kunnissa, joissa metsät on luokiteltu käyttömuodoittain, keskimäärin yli puolet metsäpinta-alasta on talousmetsää, yli kolmannes ulkoilu- ja virkistymetsää ja 5 % suojelumetsää.

### 3.2 Virkistymetsien merkitys

Suomalaiset ovat tottuneet ulkoilemaan metsissä. Kaupungistumisen myötä taajamametsien virkistyskäyttö on lisääntynyt (ks. Huovila 1984, Maasilta 1988, Malmivaara ym. 2002). Taajamissa ulkoillaan usein lähellä asuntoa keskimäärin lähes joka toinen päivä (Pouta ja Sievänen 2001a,



**Kuva 2.** Virkistymetsillä on merkittävä ympäristökasvatuksellinen tehtävä (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

Tyrväinen ym. 2005). Suurissa kaupungeissa kodin lähellä ulkoillaan etenkin virkistymetsissä, sillä niitä on runsaasti ja ne ovat helposti saavutettavissa, kun taas maaseudulla ulkoilu kohdistuu muun muassa talousmetsiin (Karjalainen ja Sievänen 2001, Pouta ja Sievänen 2001a, Neuvonen ym. 2007). Kuntien virkistysalueita käyttävät etenkin nuoret ja keski-ikäiset. Taajama-alueilla ja niiden välittömässä läheisyydessä ulkoiluun käytetään vähemmän aikaa kuin taajamien ulkopuolella, mutta käyntikertoja taajamissa on useampia (Sievänen 1993, Pouta ja Sievänen 2001a). Kaukana sijaitsevista virkistymetsistä ulkoillaan useimmiten viikonloppuisin ja loma-aikana (Sievänen 1993, Arnberger 2006). Suosituin ulkoiluharrastus kodin lähellä on kävely (Pouta ja Sievänen 2001a, b). Selkeästi havaittavat reitit, kuten kevyen liikenteen väylät sekä rakennetut ulkoiluväylät ja polut ovat eniten käytettyjä (Tyrväinen ym. 2005). Kuntien ylläpitämiä taajamien lähireittejä on noin 40 000 km ja retkeilyreittejä noin 1 000 km (Sievänen ja Karjalainen 2008).

Puusto ja muu metsäkasvillisuus ovat tärkeitä asutuilla alueilla myös niiden suojavaikutusten vuoksi (Löfström 1987b, Niemi 2002, Tyrväinen ym. 2005). Metsät sitovat pölyä ja saasteita, vähentävät tuulta ja melua sekä toimivat näkösuojana. Metsillä onkin suuri merkitys asuin ympäristön viihtyisyydelle (Tyrväinen ym. 2005). Kodin ikkunasta avautuvaa vihreää ja miellyttävää näkymää arvostetaan. Miellyttävä ympäristö vähentää stressiä ja uupumusta (van den Berg ym. 2003, Staats ym. 2003). Siksi metsän näkeminen rentouttaa enemmän kuin rakennettu kaupunkiympäristö (Korpela 2001).

Asukkaat arvostavat väljää ja vihreää kaupunkirakennetta, johon kuuluvat luonnonmukaiset ja laajat viheralueet (Tyrväinen ym. 2005). Viheralueiden läheisyys voi vaikuttaa asuinpaikan valintaan enemmän kuin työpaikan ja palvelujen läheisyys. Asunnosta ollaan valmiita maksamaan korkeampi hinta, jos lähellä on metsää (Tyrväinen 1999).

Asutuksen keskittymisen myötä taajamissa sijaitsevien metsien merkitys korostuu entisestään (ks. Löfström 1987a, 1990). Ne ovat tulevaisuudessa yhä useammalle meistä merkittävin päivittäinen yhteys metsäluontoon. Kaupungeissa kasvaville lapsille taajamien metsät tarjoavat usein ainoan mahdollisuuden luontosuhteen rakentamiseen. Tästä syystä taajamissa sijaitsevien metsien kunnolle, luontoarvoille ja metsistä saataville virkistyselämyksille on alettu antaa entistä enemmän painoarvoa. Metsien määrän väheneminen voi johtaa esteettisten sekä virkistys- ja kulttuuriarvojen menettämiseen, joka taas puolestaan voi vaikuttaa ihmisten terveyteen ja hyvinvointiin (Colding ym. 2003).

### 3.3 Monimuotoisuus taajamaympäristössä

Kaupungistumisen myötä alkuperäinen lajisto vähenee laajalle levinneiden, ihmisen toiminnasta hyötyvien lajien runsastuessa (McKinney 2002). Esimerkiksi elinympäristöjen pirstoutuminen voi vähentää alkuperäisten lajien määrää kaupunkien ydinalueilla jopa alle puoleen kaupunkien ulkopuolisten alueiden lajimäärästä (Mackin-Rogalska ym. 1988, Ranta ym. 1997, Denys ja Schmidt 1998, McKinney 2002). Kuitenkin sellaiset lajit, jotka hyötyvät uusien, häiriöille alttiiden elinympäristöjen, kuten joutomaiden ja tienvierustojen muodostumisesta, voivat runsastua asutuilla alueilla (ks. esim. Niemelä 2000, Godefroid 2001, McKinney 2002). Vaikka kaupungistuminen vähentää lajien määrää, on asuutilta alueilta löydetty myös harvinaisia ja uhanalaisia lajeja (Niemelä 1999, Godefroid 2001).

**Taulukko 1.** Kuntien virkistysmetsien monimuotoisuutta vähentävät ja lisäävät tekijät (ks. myös taulukko 3).

---

**Monimuotoisuutta vähentävät tekijät**

*Pirstoutuminen*

- metsäpinta-alan pieneneminen
- metsien eristyneisyys
- reunavaikutus
- ravinteisuuden lisääntyminen

*Virkistyskäyttö*

- kasvillisuuden kuluminen ja yksipuolistuminen
- eläinten häiriintyminen

*Saasteet*

**Monimuotoisuutta lisäävät tekijät**

*Metsien hoito*

- virkistyskäyttö ja monimuotoisuus otetaan huomioon
- pienet käsittelykuviot
- monilajinen ja monen ikäinen puusto

*Kaupungistumisen aiheuttamat muutokset*

- lajimäärän lisääntyminen avoimen paikan lajien ja ravinteisuudesta hyötyvien lajien runsastuessa (voi olla haitta pitkällä aikavälillä)
- 

### 3.3.1 Virkistysmetsien pirstoutuminen

Haasteita alkuperäisen lajiston säilymiselle kuntien virkistysmetsissä aiheuttavat erityisesti metsien pirstoutuminen, voimakas virkistyskäyttö ja saasteet (taulukko 1). Asutuskeskuksissa metsät sijaitsevat usein rakennetun alueen ympäröimänä tai välittömässä läheisyydessä (esim. Maasilta 1988). Metsien pinta-ala on pienentynyt ja jäljelle jääneet metsäalueet ovat joutuneet erilleen toisistaan (Saunders ym. 1991, Murcia 1995, Niemelä 2000, Koivula ja Vermeulen 2005). Pirstoutumisen vuoksi lajien siirtyminen metsälaikulta toiselle käy vaikeammaksi (Saunders ym. 1991, Niemelä 2000, Koivula ja Vermeulen 2005). Jos laji häviää joltain tietyltä alueelta, voi sen paluu samalle alueelle olla epävarmaa. Metsien pirstoutuminen ei kuitenkaan ole ainoastaan taajamien ongelma, sillä talousmetsissä pirstoutumista aiheuttavat uudistushakkuut ja metsäautotiet (Siitonen ja Hanski 2004).

**Taulukko 2.** Metsän koon merkitys reunavaikutuksen ulottumattomissa olevan metsäalan suuruuteen. Laskelmat on tehty olettaen, että metsä on muodoltaan pyöreä, ja että reunavaikutus ulottuu kaikilla reunoilla 50 m metsän sisään.

<i>Metsän koko (ha)</i>	<i>Reunavaikutuksen ulottumattomissa oleva metsäpinta-ala (%)</i>
1	1
3	24
5	36
10	52
50	77

Pirstoutumisen myötä metsänreunojen määrä lisääntyy (Kuuluvainen ym. 2004b). Metsien reunoilla lämpötila, valon määrä ja tuulen voimakkuus ovat suurempia kuin metsien sisäosissa (Chen ym. 1993, 1995). Tämän vuoksi reunan lähelle jäänyt lajisto alkaa muuttua valoa, lämpöä ja tuulta paremmin sietäväksi (Bannerman 1998). Vakaisiin metsän sisäosiin sopeutuneet lajit alkavat vähetä tai voivat kadota jopa kokonaan (Saunders ym. 1991, Peltonen ja Heliövaara 1998, Koivula ym. 2002, Rainio ja Niemelä 2003, Stewart ja Mallik 2006, Hamberg ym. 2008). Edellä mainittuja pirstoutumisesta aiheutuneita muutoksia kutsutaan reunavaikutukseksi (Murcia 1995, Bannerman 1998). Yli 80-vuotiaissa mustikkatyypin metsissä reunavaikutus ulottuu 50–100 metriä metsän sisään (Peltonen ja Heliövaara 1998, Hamberg ym. 2008). Jos metsät pirstoutuvat liian pieniksi, suuri osa metsäpinta-alasta on reunavaikutuksen piirissä (taulukko 2).

Myös suuri metsäalue voi olla kokonaan reunavaikutukselle alttiina, jos metsä on muodoltaan kapea ja monimuotoinen (ks. Bannerman 1998). Tällöin lajisto voi yksipuolistua, kun ainoastaan reunaolosuhteita sietävät lajit voivat säilyä hengissä.

Pirstoutumisen vuoksi myös metsämaan ravinteisuus lisääntyy. Metsän reunat muuttuvat ravinteisemmiksi kuin metsän sisäosat (Thimonier ym. 1992, Malmivaara-Lämsä ja Fritze 2003, Malmivaara-Lämsä ym. 2008b), jolloin lajisto metsän reunoilla muuttuu (Thimonier ym. 1992, Hamberg ym. 2008). Reunavyöhykkeiden ravinteisuuden lisääntymistä aiheuttavat valoa vaativien lehtipuiden runsastuminen (Mitchell ym. 1997, Priha ja Smolander 1999, Malmivaara-Lämsä ja Fritze 2003, Malmivaara-Lämsä ym. 2008b), saasteet (Thimonier ym. 1992, Weathers ym. 2001) ja mahdollisesti koirien ulosteet (ks. Liddle 1997).

Monissa taajamissa on pieniä asutuksen väliin jääneitä metsiköitä, jotka ovat pirstoutuneet alle kahden hehtaarin kokoisiksi (ks. esim. Huovila 1984, Maasilta 1988). Vaikka nämä metsät voivat olla kokonaan reunavaikutukselle alttiina (vrt. taulukko 2), niillä on kuitenkin oma paikkansa ja merkityksensä taajamaympäristössä. Pienissä metsissä voi elää lajeja, jotka eivät ole erityisen herkkiä pirstoutumisen vaikutuksille. Pienten metsien kautta lajit voivat myös levitä suuremmalta metsäalueelta toiselle (ks. Kuuluvainen ym. 2004c). Ne ovat tärkeitä myös maiseman, virkistykseen ja ulkoilun kannalta (Godefroid ja Koedam 2003, Tyrväinen ym. 2005). Asuinalueen pienet lähimetsät ovat tärkeitä oleskelupaikkoja etenkin nuorille (Mäkinen ja Tyrväinen 2008).

### 3.3.2 Virkistyskäytön vaikutus monimuotoisuuteen

Taajamissa metsiä käytetään aktiivisesti ulkoiluun (Malmivaara ym. 2002). Runsa virkistyskäyttö aiheuttaa metsäkasvillisuuden kulumista, yksipuolistumista ja kasvilajimäärän vähenemistä (Hammitt ja Cole 1998, Rusterholz ym. 2000, Malmivaara ym. 2002, Ros ym. 2004). Erityisesti varvut, sammalet ja jäkälät kuluvat herkästi (Kellomäki ja Saastamoinen 1975, Jämbäck 1996, Malmivaara ym. 2002). Aluksi kasvillisuus ja humuskerros kuluvat vain osittain esimerkiksi poluilla ja näköalapaikkojen ympäristössä (Liddle 1997, Hammitt ja Cole 1998, Riepšas 1999, Malmivaara ym. 2002), mutta myöhemmin kuluneet alueet laajenevat (Jämbäck 1996, Florgård 2000). Ulkoilukäytön vuoksi kasvilajisto voi muuttua siten, että herkimmat lajit korvautuvat vähitellen kestävämmillä lajeilla (LaPage 1967, Florgård 2000). Jos ulkoilukäyttö on voimakasta ja kohdistuu koko metsäalueelle, kasvilajikoostumus voi muuttua täysin, kun vain kestävimmat lajit säilyvät hengissä (Hammitt ja Cole 1998, Tolvanen ym. 2004). Kaikkein käytetyimmillä alueilla koko aluskasvillisuus ja humuskerros voivat kulua pois ja mineraalimaa paljastua.

Ulkoilu jakautuu epätasaisesti eri alueille (Florgård 2000). Asutuksen välittömässä läheisyydessä (< 100 m asunnosta) sijaitsevat metsäalueet kuluvat eniten. Myös koulujen ja päiväkotien lä-

himetsät kuluvat helposti (Hamberg 2001). Suurin taajamametsien kulumiseen vaikuttava tekijä onkin ulkoilijoiden määrä (Malmivaara ym. 2002). Mitä enemmän metsän ympärillä on asukkaita ja mitä helpommin metsään pääsee, sitä enemmän aluskasvillisuus kuluu. Kuluminen on erityisen voimakasta ratsastukseen käytetyillä alueilla (Liddle 1997, Hammitt ja Cole 1998). Virkistyskäyttö keskittyy usein maisemallisesti vetovoimaisille alueille (ks. Hammitt ja Cole 1998). Joista, järvistä, kallionjyrkänteistä ja näköalapaikoista pidetään. Myös metsien reunaosat ovat suosittuja ulkoilupaikkoja ja siksi ne voivat kulua helposti (ks. Guirado ym. 2006).

Kaikki metsät eivät kestä virkistyskäyttöä samalla tavalla, vaan erilaisilla kasvillisuustyypeillä on erilainen kulutuskestävyys. Kaikkein karuimmat ja ravinteisimmat kasvupaikat ovat herkimpiä tallaukselle (Kellomäki ja Saastamoinen 1975, Liddle 1997). Kuivat jäkäläkalliot ja -kankaat sekä rehevät lehdot ovat herkimpiä kulumaan, kun kestävimpiä metsätyyppejä ovat lehtomaiset kankaat sekä mustikka- ja puolukkatyyppin kankaat (Kellomäki ja Saastamoinen 1975). Parhaiten kasvillisuus säilyy kuitenkin lehtomaisilla kankailla (Malmivaara-Lämsä ym. 2008a). Lehtomaisilla kankailla kasvillisuus voi ilmeisesti palautua paremmin tallauksen aiheuttamista vaurioista kuin mustikka- ja puolukkatyyppin kankailla.

Myös maan kosteus, maaston muodot ja maalaji vaikuttavat kasvillisuuden kulumiseen (Liddle 1997). Hyvin kostea tai kuiva maaperä sekä jyrkät rinteet kuluvat herkästi (Ukkola 1995, Jämbäck 1996, Liddle 1997, Hammitt ja Cole 1998). Moreenimaat kestävät kulutusta paremmin kuin savi- ja hiekkamaat.

Virkistyskäytön myötä tapahtuvat kasvillisuusmuutokset vaikuttavat myös eläimiin (Hammitt ja Cole 1998). Ulkoiluun varatuilla alueilla eläinlajimäärä vähenee kasvilajimäärän vähentyessä. Selkärangattomien oletetaan kärsivän virkistyskäytöstä enemmän kuin selkärankaisten, sillä ne ovat riippuvaisia maaperästä ja aluskasvillisuudesta. Kasvillisuuden tuhoutuessa ravintoa ja suo-

**Taulukko 3.** Taajaman virkistysmetsien ja talousmetsien keskeiset erot (ks. Löfström 1987a, Komulainen 1995, Hynynen ym. 2005a).

<b>Taajaman virkistysmetsä</b>	<b>Talousmetsä</b>
<i>Hoidon tavoitteet</i>	<i>Hoidon tavoitteet</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>– metsän soveltuvuus virkistyskäyttöön (maisemanhoito, helppokulkuisuus, turvallisuus)</li> <li>– elinvoimaisuus, puuston suojavaikutukset</li> <li>– monimuotoisuuden turvaaminen</li> <li>– puuntuotanto harvoin pääasia, ei välttämättä taloudellisia odotuksia</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– puuntuotanto, puunmyyntitulojen maksimointi</li> <li>– puuston terveys, elinvoimaisuus, hyvä kunto ja laatu</li> <li>– muut tavoitteet, kuten monimuotoisuuden turvaaminen ja maiseman huomioon ottaminen tilanteen mukaan ja omistajasta riippuen</li> </ul>
<i>Hoito</i>	<i>Hoito</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>– pienipiirteinen hoito, käsittely-yksiköt pieniä</li> <li>– pitkä kiertoaika, 100–130 vuotta</li> <li>– eri-ikäisrakenteisen metsän hoito</li> <li>– suojus- ja siemenpuu-, poiminta- ja pienaukkohakkuita</li> <li>– ei lannoitusta, ojitusta eikä voimakasta maanmuokkausta</li> <li>– mekaaninen vesakonttorjunta</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– suuremmat käsittely-yksiköt kuin taajamien metsissä</li> <li>– kiertoaika noin 70–100 vuotta</li> <li>– tasaikäisen metsän hoito</li> <li>– keinollinen tai luontainen uudistaminen, kasvatus- ja päätehakkuit</li> <li>– lannoitus, kunnostusojitus ja maanmuokkaus</li> <li>– hyönteistuhojen torjunta</li> <li>– myös kemiallinen vesakonttorjunta</li> </ul>
<i>Puusto</i>	<i>Puusto</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>– useita puulajeja</li> <li>– puusto usein vanhempaa kuin talousmetsissä</li> <li>– eri-ikäisiä puita</li> <li>– lahoppuuta</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– usein yhden puulajin metsiköitä</li> <li>– tasaikäinen puusto</li> </ul>

jaa ei ole tarjolla myöskään linnuille eikä pienille nisäkkäille. Myös ulkoilijoiden liikkuminen voi häiritä eläimiä (Hoogesteger ja Havas 1976, Hammitt ja Cole 1998, Platt ja Lill 2006). Tämä voi vähentää häiriöille herkkien lajien osuutta (Platt ja Lill 2006). Eläinten häiriintyminen on suurinta erityisesti niiden lisääntymis-, ruokailu- ja juomapaikoilla (Hoogesteger ja Havas 1976, Hammitt ja Cole 1998).

### **3.3.3 Virkistysmetsien rakenne ja ominaisuudet**

Vaikka metsien pirstoutuminen, kuluminen ja ilman epäpuhtaudet aiheuttavat haasteita monimuotoisuuden ylläpitämiselle taajamissa (Bobbink ym. 1998, Hammitt ja Cole 1998, Malmivaara ym. 2002, McKinney 2002, Tarvainen ym. 2003), kuntien virkistysmetsien puulajikoostumus voi olla monipuolisempi, puusto vanhempaa ja lahopuusto runsaampaa kuin talousmetsissä (Komulainen 1995, Gundersen ym. 2005, Maene 2005, ks. taulukko 3). Tämä johtuu siitä, että kunnat hoitavat virkistysmetsiään kevyemmin kuin talousmetsiään (Löfström ym. 2006). Puuston käsittely on pienipiirteistä ja käsittelykuviot pieniä (Komulainen 1995). Kuntien ulkoilu- ja virkistysmetsien hoidossa on tärkeää virkistyskäyttö ja luonnon monimuotoisuuden turvaaminen (Gundersen ym. 2005, Löfström ym. 2006). Virkistyskäytön vuoksi taajamametsiä pyritään pitämään vaihtelevina ja miellyttävinä ulkoiluympäristöinä (Komulainen 1995). Erityisesti korostuvat maisemanhoito, helppokulkuisuus ja turvallisuus (Löfström ym. 2006). Luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi suositetaan monipuolista puulajikoostumusta, puuston eri-ikäisrakenteisuutta ja normaalia pidempää kiertoaikaa.

## **3.4 Virkistysmetsien monitavoitteinen suunnittelu**

### **3.4.1 Kuntametsien suunnittelun nykytila ja haasteet**

Taajamametsien käyttöön kohdistuu monia osittain ristiriitaisiakin tavoitteita, joita joudutaan soveltamaan yhteen. Lisähaasteena kuntien metsäsuunnittelussa on kaavoitusprosessien, kunnallispoliittisen päätöksenteon ja asukkaiden tarpeiden huomioon ottaminen. Eri tavoitteiden yhteensovittamiseksi tarvitaan suunnittelua. Monitavoitteinen metsäsuunnittelu on useissa kunnissa vielä melko uutta eikä vakiintuneita käytäntöjä ole syntynyt taajamametsien suunnitteluun (Löfström ym. 2007).

Valtaosalla (84%) kunnista on tosin metsänhoitosuunnitelma, mutta vain noin joka toisella kunnalla hoitosuunnitelma koskee myös virkistysmetsiä (Löfström ym. 2006). Ne kunnat, joilla on paljon virkistysmetsiä, ovat tavallisesti laatineet myös niitä koskevan metsänhoitosuunnitelman. Nämä hoitosuunnitelmat kattavat valtaosan (90%) kuntien omistamien virkistysmetsien kokonaispinta-alasta.

Monilta kunnilta puuttuvat kuitenkin selkeät tavoitteet omistamiensa metsien hoidolle (Löfström 2001a, Löfström ym. 2007, Mikkola ym. 2008). Metsänhoidon lyhytjänteisyys ja tavoitteiden puuttuminen selittyvät osaltaan niukoilla resursseilla. Vain vajaalla viidenneksellä metsää omistavista kunnista on palveluksessaan metsäalan tai puutarha-alan koulutuksen saanutta henkilöstöä. Tavoitteiden puuttuminen hankaloittaa virkistysmetsien käytön ja hoidon suunnittelua. Tiivistyvien taajamien metsät ovat niukkeneva resurssi. Siksi virkistysmetsien luonnonmukaisuuden ylläpitäminen ja parantaminen edellyttävät, että virkistysmetsien tavoitteet ja tehtävät pohditaan nykyistä tarkemmin. Ei esimerkiksi riitä, että luonnonmukaisuuden säilyttämiseen liittyvät tavoitteet

teet mainitaan suunnitelmassa, vaan olisi selkeästi määriteltävä, mitä nämä tavoitteet konkreettisesti tarkoittavat (vrt. Mikkola ym. 2008).

### 3.4.2 Monitavoitteisen suunnittelun eri tasot ja vaiheet

Vaikka useissa kunnissa on jäänyt varsin vähälle huomiolle pohdinta kunnan omistamien metsien merkityksestä ja roolista, niin viime aikoina on kuitenkin ollut nähtävissä, että strateginen suunnittelu lisääntyy (Löfström 2001a, Löfström ym. 2007). Vielä vuonna 2000 strategiataason suunnitelma oli vain kuudella prosentilla kunnista kun se vuonna 2006 oli jo 25%:lla. Strategiataason suunnittelu on yleisintä suurimmilla kuntametsien omistajilla. Strategiataason suunnittelussa vastataan muun muassa seuraaviin kysymyksiin: Miksi kunta ylipäätään omistaa metsää ja mitä metsiltä halutaan? Millainen merkitys ja rooli metsillä on kunnalle? Millaisille metsäalueille on tulevaisuudessa tarvetta? Strategista suunnittelua tarvitaan perinteisen kuviokohtaisen toimenpidesuunnitelman (taktinen metsäsuunnitelma) perustaksi. Kunnissa kuviokohtaiset metsäsuunnitelmat laaditaan useimmiten tulevalle 10-vuotiskaudelle (Mikkola ym. 2008). Ns. operatiivisella suunnittelulla tarkoitetaan lyhyen aikajänteen toimenpidesuunnittelua. Se pohjautuu hierarkiassa ylempiin suunnittelutasoihin eli strategiseen ja taktiseen suunnitteluun (Kangas 2001). Kaikilla kolmella suunnittelun hierarkiatasolla, strategisella, taktisella ja operatiivisella suunnittelulla on paikkansa ja tehtävänsä myös kuntametsien suunnittelussa (Mikkola ym. 2008).

Monitavoitteinen metsäsuunnitteluprosessi koostuu neljästä päävaiheesta: 1) suunnittelutilanteen ja -tarpeiden määrittelystä, 2) metsän hoidon ja käytön tavoitteiden määrittelystä, 3) vaihtoehtoisten suunnitelmien tuottamisesta ja niiden vaikutusten selvittämisestä ja 4) suunnitelmavaihtoehtojen arvioinnista asetettujen tavoitteiden näkökulmasta (Mikkola ym. 2008).

Suunnittelutilanteen ja -tarpeiden määrittelyssä pohditaan muun muassa suunnittelukauden pituutta, kohdealuetta, suunnittelumenetelmiä ja suunnitteluun osallistuvia tahoja (Mikkola ym. 2008). Suunnittelutilanteen ja -tarpeiden määrittelyssä vastataan mm. kysymyksiin: Miksi suunnitellaan? Ketkä osallistuvat suunnitteluun: viranhaltijat, asiantuntijat, erilaiset kansalaisryhmät, kansalaiset? Suunnittelutarpeen määrittely on suunnittelun onnistumisen kannalta keskeinen vaihe. Sen pohjalta suunnittelulle on helpompi asettaa selkeät tavoitteet, tarvittavat resurssit ja aikataulu. Toisaalta siinä epäonnistumista on käytännössä vaikea paikata suunnittelun edetessä. Jos tarvekartoitus on puutteellinen, suunnittelu saatetaan toteuttaa väärin ja siten saatetaan vastata väärin kysymyksiin.

Metsän hoidon ja käytön tavoitteiden määrittelyssä vastataan kysymyksiin: Mitä halutaan, missä ja milloin? Tavoitteena voi olla virkistysmahdollisuuksien ylläpitäminen tai lisääminen, monimuotoisuuden turvaaminen, puuntuotanto jne. (Mikkola ym. 2008). Selkeiden tavoitteiden asettaminen sekä suunnitteluprosessin ohjaus ovat erittäin tärkeitä lopputuloksen kannalta. Ne ohjaavat ja helpottavat muun muassa ulkopuolisen suunnittelijakonsultin työtä, asukkaiden osallistamista ja suunnitelman toteuttamisen seuranta. Tavoitteiden kartoitusta varten on olemassa erilaisia menetelmiä (ks. luku 3.4.5).

Metsän hoidolle ja käytölle asetettuja tavoitteita voidaan parhaiten sovittaa yhteen, kun tuotetaan suunnitelmavaihtoehtoja, joissa erilaiset tavoitteet toteutuvat eritasoisesti (Mikkola ym. 2008). Seuraavassa vaiheessa nämä vaihtoehdot arvioidaan asetettujen tavoitteiden suhteen. Taajamametsien suunnittelu on usein ollut käytännössä pikemminkin vaiheittain etenevää ja pienipiirteistä suunnitelman parantamista kuin valintaa muutamasta selkeästi toisistaan poikkeavasta vaihtoehdosta. Tavallisesti vaihtoehdot ovat kuitenkin olemassa vaikka niitä ei yleensä ole kirjoitettu

auki. Kuntalaisille on tyypillisesti esitetty yksi suunnitelma, jonka sisältöä on ollut mahdollista kommentoida. Tällöin kommentit helposti suuntautuvat pieniin yksityiskohtiin. Jos kuntalaisille esiteltäisiin useampia konkreettisia laajemman alueen vaihtoehtoisia suunnitelmia, voitaisiin kuntalaisilta kysyä mielipidettä siitä, mikä suunnitelma on heidän mielestään paras.

Kuntien metsäsuunnittelussa voidaan luokitella metsäalueita tiettyjä käyttötarkoituksia varten. Taajamametsien uuden hoitoluokituksen tavoitteena on olla apuvälineenä metsien hoidon suunnittelussa (ks. luku 3.4.3). Hoitoluokkia sovellettaessa vaihtoehtojen tuottaminen tarkoittaa erilaisten luokitusvaihtoehtojen tuottamista ja toisaalta myös metsikkökohtaisten käsittelyvaihtoehtojen tuottamista valitun maankäyttöluokan sallimissa rajoissa.

Metsäsuunnittelun tutkimus on tuottanut runsaasti suunnitelmavaihtoehtojen arviointimenetelmiä (Kangas ym. 2008), joita voitaisiin soveltaa myös kuntien virkistysmetsien suunnittelussa (ks. luku 3.4.5). Taajamametsien suunnittelussa on suunnitelmavaihtoehtojen arviointi jäänyt luonnollisesti vähäiseksi, koska suunnittelussa ei ole läheskään aina asetettu hoidon ja käytön tavoitteita eikä ole tuotettu vertailtavissa olevia vaihtoehtoja (Mikkola ym. 2008).

Uusimmissa kuntien virkistysmetsille laadittavissa käyttö- ja hoitosuunnitelmissa tuotetaan suunnitelmavaihtoehtoja, joista paikalliset asukkaat ja alueella toimivat tahot voivat valita heidän kannaltaan parhaan vaihtoehdon (ks. liite 2). Kunta metsänomistajana tekee lopullisen päätöksen.

### **3.4.3 Taajamametsien hoitoluokitus**

Metsäsuunnittelussa kullekin metsäalueelle olisi määritettävä käytön ja hoidon tavoitteet (Löfström 2001a). Tätä varten tarvitaan metsien luokittelua. Kunnilla on ollut käytössään erilaisia luokituksia metsilleen, mutta yhtenäinen luokitus on puuttunut. Tämä on vaikeuttanut muun muassa erilaisten vertailujen tekemistä (Häggman 2007). Taajamametsille tehdyn hoitoluokituksen tavoitteena on yhtenäistää käytäntöjä ja helpottaa metsäsuunnittelua taajamissa (Häggman 2007, Nuotio 2007, ks. taulukko 4).

Taajamametsien hoitoluokituksessa hoitoluokka määräytyy alueen luonnonominaisuuksien, sijainnin ja käyttötarkoituksen perusteella (Nuotio 2007). Se määritellään alustavasti jo kaavoituksen yhteydessä. Yksittäisen metsän käyttötarkoitus ei tavallisesti rajaudu tiukasti vain yhteen käyttömuotoon, vaan käytännössä samassa metsikössä voidaan ottaa huomioon esimerkiksi virkistys, metsätalous ja luonnon monimuotoisuus. Metsien luokittelu niiden pääasiallisen käyttömuodon perusteella helpottaa kuitenkin hoidon suunnittelua. Hoidon intensiteetti riippuu hoitoluokasta. Lähimetsissä sekä ulkoilu- ja virkistysmetsissä hoidon pääasiallinen tavoite on virkistysmahdollisuuksien turvaaminen, suojametsissä suojavaikutusten tarjoamisen, talousmetsissä metsätalouden ja arvometsässä kulttuurin, maiseman, monimuotoisuuden tai jonkin muun tärkeän ominaisuuden turvaaminen. Metsän muut käyttömuodot voidaan ottaa huomioon pääasiallisten käyttömuotojen ohella. Erillisenä täydentävänä hoitoluokkana on muun muassa suojelalueet (S). Ne ovat lain nojalla tai metsäalueen omistajan omalla päätöksellä suojeltuja alueita. Asukkailla on mahdollisuus vaikuttaa taajamametsien hoitoluokitukseen uusien kaava-alueiden ja metsäsuunnitelmien laadinnan yhteydessä.

**Taulukko 4.** Taajamametsien hoitoluokitus (ks. Häggman 2007, Nuotio 2007).

<i>Hoitoluokka</i>	<i>Sijainti</i>	<i>Pääasialliset käyttömuodot</i>	<i>Hoidon tavoite</i>	<i>Hoitoväli ja käsittelytapa</i>
C1 Lähimetsä	Taajamassa lähellä asutusta, 0-2 km etäisyydellä	Oleskelu, leikki, kaulttakulku, ulkoilu, liikunta ja sosiaalinen viihtyisyys	Hoidettu ja maisemaltaan edustava metsäkasvillisuus, paikoin puistomaisuus, turvallisuus, puuston elinvoimaisuus ja uudistuminen. Hyväkuntoinen palveluvarustus.	3–5–10 v. Tarvittaessa vuosittain. Pääosin metsurityönä.
C2 Ulkoilu- ja virkistymetsä	Taajamassa, sen reuna-alueella ja ulkopuolella, 1-100 km etäisyydellä	Ulkoilu, retkeily, liikunta, marjastus, sienestys, kalastus, metsästys ja virkistäytyminen	Hoidettu monimuotoinen metsä. Viihtyisyys, turvallisuus ja maisematavoitteet ulkoilu- ja retkeilyreittien varsilla. Puuston elinvoimaisuus ja uudistuminen. Metsätalous ja monikäyttö.	5–10–20 v. Koneellinen korjuu tai metsurityö.
C3 Suojametsä	Häiriötä aiheuttavan toiminnan läheisyydessä tai asuin-kortteleiden välissä	Suojaa pienhiukkas-, pöly- ja meluhaitoilta, näkösuoja	Suojan tarjoaminen, reunavyöhykkeiden maisemanhoito, kasvillisuuden monikerroksisuus. Elinvoimaisuus ja puuston jatkuva uudistuminen.	5–20 v. Pääosin metsurityönä.
C4 Talousmetsä	Taajamassa tai sen ulkopuolella	Metsätalous ja metsäluonnon monikäyttö	Taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävä talousmetsän hoito huomioiden luonnon monimuotoisuus ja monikäyttö.	10–20 v. Koneellisesti tai metsurityönä.
C5 Arvometsä	Erityinen metsäkuviotaajamassa tai sen ulkopuolella	Luonnon monimuotoisuus, maisemanhoito	Säilyttää ja korostaa kohteen erityisarvoja, esimerkiksi luonnon monimuotoisuutta, perinnemaisemaa tms.	Riippuen kohteesta.

### 3.4.4 Osallistava metsäsuunnittelu

Osallistavalla metsäsuunnittelulla tarkoitetaan suunnittelumenetelmää, jossa asukkaita ja muita asiasta kiinnostuneita tahoja otetaan mukaan metsien hoitoa ja käyttöä koskevaan suunnitteluun (Hytönen ja Kangas 2001, Löfström 2006). Sen tavoitteita voivat olla esimerkiksi yhteistyön kehittäminen asukkaiden ja muiden sidosryhmien kanssa, asenteiden ja mielipiteiden tutkiminen, tiedon keruu (Hytönen ja Kangas 2001), tiedonkulun parantaminen (Daniels ja Walker 1996) tai demokraattinen päätöksenteko (Saarikoski 2004). Ei riitä, että tietoa annetaan yksipuolisesti suunnittelijalta osallistuneille, vaan myös suunnittelijan olisi otettava vastaan tietoa muilta suunnitteluun osallistuneilta tahoilta (ks. Daniels ja Walker 1996). Siksi on tärkeää ottaa kuntalaiset mukaan jo suunnittelun alkuvaiheessa (Mikkola ym. 2008). Kaksisuuntainen tiedon kulku suunnittelijoiden ja asukkaiden sekä muiden sidosryhmien välillä on edellytys onnistuneelle osallistamiselle (Hytönen ja Kangas 2001). Osallistamiseen liittyvän vuorovaikutuksen seurauksena eri tahojen näkemykset voivat lähestyä toisiaan. Parhaimmillaan suunnittelun aikainen osallistaminen helpottaa tulevien toimenpiteiden tekemistä ja lisää yleistä luottamusta kuntalaisten ja kunnan viranhaltijoiden välillä (Mikkola ym. 2008). Metsien osallistava suunnittelu on yleistynyt kunnissa viime vuosina. Nykyään osallistavaa suunnittelua käytetään 60%:lla kunnista, kun vuonna 2000 sitä käytti vain 20% kunnista (Löfström 2006).



**Kuva 3.** Metsien käyttäjät ovat usein parhaita lähiympäristönsä asiantuntijoita, joiden näkemykset ja paikallistuntemus on tärkeää ottaa huomioon metsäsuunnittelussa (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

Kunnilla on monenlaisia tapoja ottaa asukkaita mukaan metsäsuunnitteluun (Löfström 2006, Löfström ym. 2008a, b, ks. liite 2). Kunnat järjestävät yleisötilaisuuksia ja maastoretkiä, kutsuvat asukkaita ja sidosryhmiä suunnitteluryhmiin sekä kartoittavat asukkaiden metsien hoitoon liittyviä toiveita erilaisilla kyselyillä. Eri osallistamismenetelmillä tavoitetaan eri ryhmiä: yleisökeskusteluihin ja maastoretkille osallistuvat vain aktiivisimmat kuntalaiset, kun taas postikyselyllä tai internetin avulla on mahdollista saada mielipiteitä myös sellaisilta kuntalaisilta, jotka eivät itse osallistu aktiivisesti yleisötilaisuuksiin (ks. Mikkola ym. 2008). Erilaiset keskustelutilaisuudet mahdollistavat suoran kontaktin ja kaksisuuntaisen tiedon kulun, mutta eivät toisaalta kertaluontoisina tapahtumina välttämättä lisää yhteisymmärrystä tai mahdollista pitkäjänteistä toimintaa.

Osallistamisen toimivuuden parantamiseksi kunnat ovat toivoneet lisätietoa siitä, miten saadaan riittävä määrä kuntalaisia aktivoitumaan suunnitteluprosessiin niin, että edustuksellisuus toteutuisi (Mikkola ym. 2008). Suunnitteluun osallistuneiden määrä on usein vähäinen verrattuna alueen koko asukasmäärään (ks. esim. Koljonen 2003). Asukkaat ja erityiset käyttäjäryhmät kuten järjestöt ja yhdistykset ovat usein parhaita oman ympäristönsä tuntijoita. Heiltä toivotaankin aktiivista roolia näkemysten ja tiedon tuottajana suunnittelun tueksi. Mukaan kaivattaisiin ns. hiljaista enemmistöä, jotta saataisiin selville, millaisia mielipiteitä valtaosalla kuntien asukkaista on metsiin liittyen (Mikkola ym. 2008). Metsänhoitoon tyytyväiset henkilöt eivät tavallisesti ilmaise mielipidettään, ellei sitä heiltä erikseen kysytä, mutta tyytymättömät antavat palautetta herkemmin. Kaikkia asukkaita suunnitteluun osallistuminen ei kiinnosta, osalla taas ei ole mahdollisuutta osallistumiseen (Rinkinen 2004). Esimerkiksi lapsia, nuoria, kotiäitejä ja vanhuksia ei nykyisillä osallistamismenetelmillä juuri tavoiteta (Tyrväinen ym. 2003, Puustinen 2004). Parhaiten näiden ryhmien mielipiteitä voidaan saada selville suunnittelijoiden ja asukkaiden välisten tapaamisten, haastattelujen sekä kyselylomakkeiden avulla (ks. Rinkinen 2004). Lapsia, nuoria, kotiäitejä ja

vanhuksia tapaa parhaiten heidän kokoontumispaikoillaan, kuten kerhotiloissa, kouluissa ja päiväkodeissa. Tähänastisissa kokeiluissa internetin kautta tapahtuva asukkaiden osallistuminen on ollut suhteellisen vähäistä, osin siksi että asukkaat eivät ole löytäneet riittävän helposti tarvitsemaansa tietoa kaupunkien sivustoilta (Mikkola ym. 2008). Jos internet yleistyy tulevaisuudessa osallistavan suunnittelun välineenä, voidaan nuoretkin saada paremmin mukaan metsäsuunniteluun (Koljonen 2003).

Osallistavan suunnittelun toteuttaminen käytännössä vie paljon aikaa ja se voi olla kallista (Koljonen 2003). Asukkaiden tavoittaminen, vuorovaikutustilaisuuksien järjestäminen ja suunnitteluasiakirjojen laatiminen vievät suunnittelijoiden resursseja. Asukkaat eivät välttämättä jaksa kokoontua useaan kertaan suunnitteluprosessin vuoksi. He ovat kuitenkin olleet tyytyväisiä saatuaan mahdollisuuden osallistua.

Suuri merkitys on sillä, välittyvätkö asukkaiden toiveet suunnittelun kautta toteutukseen (ks. Rininen 2004). Jo pienetkin parannukset asukkaiden lähiympäristössä antavat tunteen, että heitä on kuultu. Tämä voi aktivoida asukkaita omaehtoiseen toimintaan ympäristön hyväksi. Metsäsuunnittelijalla on kuitenkin vastuu suunnittelualueiden turvallisuudesta ja toteutettavista toimenpiteistä.

Osallistaminen edellyttää onnistuakseen selkeiden tavoitteiden määrittämistä ennen suunnittelun aloittamista, tavoitteisiin sopivia osallistamismenetelmiä ja laajapohjaista yhteistyötä koko suunnitteluprosessin ajan (Mikkola ym. 2008, Löfström ym. 2008a, b). Hyvä osallistamisprosessi edistää hyvän päätöksen syntymistä ja sen laajaa hyväksyntää. Taajamametsien osallistavassa suunnittelussa ongelmaksi on noussut mm. osallistamiselle asetettujen selkeiden tavoitteiden puuttuminen, suunnitteluprosessin kannalta käyttökelpoisen tiedon saaminen ja vaikeudet analysoida ja ottaa huomioon kansalaisilta saatua palautetta. Vapaamuotoisen palautteen sijaan asukkailta pitäisikin kysyä mielipidettä selkeästi muotoiltuihin kysymyksiin tai pyytää heitä valitsemaan konkreettisista vaihtoehdoista paras.

### **3.4.5 Inventoinneissa, kartoituksissa ja päätöksenteossa käytettäviä menetelmiä**

Virkistysmetsien suunnittelua varten tarvitaan tietoa puustosta, luonto- ja maisema-arvoista sekä virkistyskäytöstä (Nikula ja Store 2001). Monimuotoisuuden kannalta tärkeää inventointitietoa ovat mm. lajistوسelvitykset, lahopuuston määrä sekä metsäluonnon arvokkaiden elinympäristöjen kartoitukset. Kun arvokkaiden elinympäristöjen ja uhanalaisten lajien sijainti tiedetään, kyseiset elinympäristöt voidaan säästää rakentamiselta (Komulainen 1995).

Maastossa kerätty tieto ja muu inventointi- ja kartoitustieto voidaan siirtää paikkatietojärjestelmään aineiston tarkastelua ja metsäsuunnitelmavaihtoehtojen laadintaa varten. Paikkatietojärjestelmillä tarkoitetaan niitä laitteistoja ja tietokoneohjelmistoja, joiden avulla voidaan tarkastella paikkaan sidottua tietoa. Niiden avulla voidaan tuottaa muun muassa karttoja ja tehdä analyyskejä (Kopperoinen ja Shemeikka 2001). Paikkatietojärjestelmät ovatkin alueiden suunnittelun ja eri käyttömuotojen yhteensovittamisen apuvälineitä. Esimerkiksi taajamametsien hoitoluokitus voidaan viedä paikkatietojärjestelmään karttapohjalle, ja merkitä siellä eri väreillä hoitoluokan mukaan. Paikkatiedon avulla voidaan myös analysoida, missä ja mitkä ovat luontotyyppien suojelun ja metsän rakennepiirteiden suurimmat alueellisella tasolla (Keto-Tokoi ja Heinonen 2004).

Virkistysmetsien hoitoa suunniteltaessa on tärkeää tietää myös metsäkohteeseen kohdistuva virkistyskäytön määrä. Virkistyskäytön määrää on mahdollista arvioida metsän ympärillä olevan

asukasmäärän avulla (ks. Malmivaara ym. 2002). Asukasmäärän voi mitata paikkatietojärjestelmässä esimerkiksi kilometrin säteellä metsäkuvion ympäriltä. Ulkoilukäytön jakautumista suunnittelualueella voidaan tarkastella paikkatietojärjestelmän avulla antamalla kullekin metsikölle väritys sen suhteellisen virkistyskäytön määrän mukaan (vrt. Tyrväinen ym. 2005). Tällaisen visualisoinnin avulla voidaan helposti tarkastella, mitkä alueet ovat intensiivisimmässä käytössä ja mitkä eivät. Runsaassa virkistyskäytössä olevilla alueilla olisi erityisesti kiinnitettävä huomiota virkistyskäytön ohjaamiseen ja sen vaikutusten seuraamiseen (Hammitt ja Cole 1998, Lehvävirta 1999, Malmivaara-Lämsä ym. 2008a, ks. luku 3.5.3).

Luontotiedon ja virkistyskäytön määrän lisäksi voidaan kerätä tietoa asukkaiden metsänkäyttötottumuksista ja mielipiteistä (Tyrväinen ja Mäkinen 2004, Tyrväinen ym. 2007). Kuntalaisten toiveita voidaan sijoittaa kartalle paikkatietomenetelmiä hyödyntäen (mm. Nikula ja Store 1999, Hytönen ym. 2002). Esimerkiksi paikkatietojärjestelmään koottava mielipiteiden kartta kuvaa viheralueiden laatua asukkaiden kokemina (Tyrväinen ja Mäkinen 2004). Paikkoihin liittyvät positiiviset ja negatiiviset määreet voidaan yhdistää kartalle kokonaisuudeksi ja tehdä päällekkäisiä tarkasteluja ja vertailuja muihin viheralueiden hoidon ja maankäytön suunnittelun perusselvityksiin (Tyrväinen ym. 2005). Tällaisen tiedon avulla voidaan saada selville mahdolliset konfliktialueet. Karttoja voidaan hyödyntää myös viestinnässä ja asukasyhteistyössä.

Eri käyttömuodot ja asukkaiden mielipiteet voidaan ottaa huomioon paikkatietojärjestelmässä myös soveltamalla nk. monikäyttöindeksin ideaa (Leskinen ja Raitio 2006). Indeksillä kullekin alueelle kohdistuvat metsän käyttömuodot sekä alueen soveltuvuuden kullekin käyttömuodolle. Käytännössä tämä tapahtuu niin, että jokainen suunnitteluun osallistuva henkilö –esimerkiksi kunnan asukas– kertoo mielestään tärkeimmät ulkoilupaikat ja maisemalliset alueet. Kukin mielipide pisteytetään ja suhteutetaan sitä koskevaan pinta-alaan. Kaikkien osallistujien mielipiteistä kootut pistetiedot voidaan lisätä paikkatietojärjestelmään. Täten olisi mahdollista löytää esimerkiksi maisemallisesti tärkeimmät kohteet ja parhaat ulkoilupaikat suunnittelualueella.

Muita menetelmiä paikkatietotarkastelujen ohella ovat teemahaastattelut, keskustelut ja ryhmätyöt (esim. Pykäläinen 2000) ja kognitiivinen tavoitekarttoitus (Tikkanen ym. 2006). Lisäksi esimerkiksi äänestysmenetelmien (Laukkanen ym. 2004, Hiltunen ym. 2008) on havaittu toimivan hyvin työryhmien jäsenten tavoitteiden selvittämisessä. Tavoitteita voidaan kartoittaa ja analysoida myös numeerisesti. Esimerkiksi analyttisessä hierarkiaprozessissa (APH) tavoitteet jäsennetään hierarkiaksi ja tämän hierarkian elementeille annetaan numeeriset painotukset.

Suunnittelusta vastaavan tahon on tärkeä tuottaa useita suunnitelmavaihtoehtoja päätöksen tueksi (Mikkola ym. 2008). Vaihtoehtojen tuottamisessa apuna voidaan käyttää simulointia ja optimointia. Tietokonepohjaiset suunnittelujärjestelmät sisältävät metsikön kasvumallit, joiden avulla voidaan tehdä simulointeja sekä usein myös optimointia (Kangas 2001). Malleja käytetään kuvaamaan metsän kehitystä eri hoitovaihtoehtojen jälkeen. Simulointeja käytetään ennusteiden tekemiseen ja optimoinnin avulla valitaan vaihtoehtoista se, joka parhaiten täyttää metsälle asetetut tavoitteet. Erilaisia metsäsuunnitteluohjelmistoja ovat muun muassa Joensuun yliopistossa kehitetty MONSU (Pukkala 2004), Metsäntutkimuslaitoksessa kehitetty MOTTI (Hynynen ym. 2005b) sekä muut paikkatietopohjaiset metsäsuunnitteluohjelmistot (ks. Kangas ym. 2005). Suunnitelmavaihtoehtojen tarkastelussa paikkatietojärjestelmiä voidaan käyttää myös suunnittelun visualisointiin (Tyrväinen ym. 2005).

Parhaan suunnitelmavaihtoehdon valitsemiseksi on kehitetty useita menetelmiä, jotka voisivat sopia myös kuntametsien suunnitteluun (Mikkola ym. 2008). MESTA- menetelmä (Pasanen ym.

2005) edustaa suoran kokonaisvaltaisen arvioinnin lähestymistapaa. Siinä ei käytetä tavoitteiden numeerista mallittamista eikä numeerista optimointia vaan suunnitelmavaihtoehtojen sisältöön tutustutaan niin perusteellisesti, että paras vaihtoehto osataan valita suoraan. Myös äänestysmenetelmää voidaan käyttää parhaan vaihtoehdon valintaan. Lisäksi mm. vuorovaikutteisista optimointia (Pykäläinen 2000) voidaan käyttää päätöksenteon tukena. Vuorovaikutteisessa optimoinnissa iteroidaan tavoitteiden ja parhaan mahdollisen suunnitelman tuottamista, kunnes ollaan tyytyväisiä lopputulokseen (ks. Mikkola ym. 2008).

### 3.5 Monitavoitteinen virkistymetsien hoito

#### 3.5.1 Metsän rakenteen monipuolisuuden ylläpitäminen ja lisääminen virkistymetsissä

Metsän rakenteen monipuolistamisella tarkoitetaan puuston kerroksellisuuden lisäämistä ja puulajiston monipuolistamista. Metsän luontaisen rakenteen jäljitteleminen on pohja monimuotoisuuden turvaamiselle kuntien virkistymetsissä (ks. Angelstam 1998, Kuuluvainen ym. 1998, Niemelä 1999, Kuuluvainen ym. 2004a). Siksi lahoppua, lehtipuita sekä suuria puita olisi suositava ja edistettävä metsän kerroksellisen rakenteen syntymistä (taulukko 5). Myös arvokkaiden, uhanalaisille lajeille sopivien elinympäristöjen ominaispiirteet on säilytettävä metsiä hoidettaessa (Metsälaki 1093/1996, Luonnonsuojelulaki 1096/1996, Maa- ja metsätalousministeriön... 224/1997).

Vaikka monet arvokkaat luontokohteet jätetään hoidon ulkopuolelle, harjumetsiä ja lehtoja on hoidettava, jotta niiden ominaispiirteet säilyvät (Kuuluvainen ym. 2004c). Harjujen paisterinteillä voidaan tarvita normaalia talousmetsän käsittelyä voimakkaampia hakkuita vaatelioiden, valoisia olosuhteita tarvitsevien lajien vuoksi, kun taas harjujen ns. varjorinteet on suositeltavinta säästää hakkuiden ulkopuolelle (Metsätalouden kehittämiskeskus...2003). Harjukasvillisuuden hoidossa on tärkeää estää tiheiden heinikoiden ja taimikoiden syntyminen, jottei harjukasvillisuus tukahdu (Kuuluvainen ym. 2004c). Lehtojen hoidon tavoitteena on säilyttää niiden erityispiirteet, esimerkiksi suosimalla lehtipuita ja poistamalla kuusia.

**Taulukko 5.** Keinot metsän rakenteen monimuotoisuuden huomioon ottamiseksi kuntien virkistymetsien hoidossa.

---

#### ***Metsän rakenteen monimuotoisuuden ylläpitäminen***

---

##### *Eryiskohteiden huomioon ottaminen*

- arvokkaiden luontokohteiden säästäminen
- harjumetsien ja lehtojen hoito
- uhanalaisten eliölajien elinympäristöjen ylläpitäminen

##### *Metsien luonnonhoito*

- pienimuotoinen ja vyöhykkeittäinen metsien hoito
  - lahoppua jättäminen ja lisääminen metsiin
  - lehtipuiden ja suurien puiden suosiminen
  - metsän kerroksellisuuden ylläpito ja edistäminen
  - luontaisen uudistumisen hyödyntäminen
  - muut metsien rakennetta monipuolistavat metsänhoitomenetelmät (mm. kulotus, soiden ennallistaminen, säästöpuiden jättäminen)
-

Virkistysmetsiä voidaan hoitaa eri intensiteetillä eri alueilla siten, että käsitellyt ja käsittelemättömät alueet vaihtelevat (ks. Komulainen 1995, Niemelä 1999). Tällä voidaan monipuolistaa metsien rakennetta. Hoidon kohteena olevilta alueilta ei poisteta puuta harvennuksissa tasaisesti kaikkialta, vaan voidaan jättää myös tiheämpiä kohtia (Komulainen 1995). Harvennusten tavoitteena on saada aikaan monipuolisuutta ja vaihtelua avointen ja tiheiden ryhmien välille. Metsän sisin osa voi olla melko luonnonvaraista metsää, jota hoidetaan harvoin. Esimerkiksi polkujen läheisyydessä hoito voi olla intensiivisempää kuin kauempana polusta. Turhaa pensaskerroksen raivausta olisi vältettävä muun muassa arvokkaiden elinympäristöjen läheisyydessä. Käsittelemättömiä tiheikköjä voidaan jättää arvokkaiden luontokohteiden, kuten lähteiden ja purojen läheisyyteen eläimiä varten. Pensasto tarjoaa suojaa ja ravintoa muun muassa linnuille ja nisäkkäille. Lähimetsiksi luokiteltuja metsiä hoidetaan intensiivisemmin kuin virkistysmetsiä (ks. taulukko 4 & 6).

Hoidettuihin metsiköihin olisi jätettävä lahoppuuta vähintään 20 m<sup>3</sup>/ha (Penttilä ym. 2004), jolloin uhanalaisten lajien esiintymistodennäköisyys lisääntyy. Uhanalaisia lajeja on havaittu esiintyvän säännöllisesti sellaisissa metsissä, joissa lahoppuun määrä on vähintään 50 m<sup>3</sup>/ha (Siitonen ym. 2001). Mitä monipuolisempaa lahoppuuta on tarjolla, sitä suurempi on lahoppuella elävien lajien määrä (Junninen ja Kouki 2006, Siitonen ym. 2006). Kullakin puulajilla elää sille erikoistuneet lajinsa (Jonsell ym. 1998). Osa lajeista tarvitsee järeää lahoppuuta, osa tulee toimeen ohuilla rungoilla (Jonsell ym. 1998, Nordén ym. 2004). Eri lajeilla on myös erilaiset vaatimukset puun lahoasteen suhteen (Bader ym. 1995, Jonsell ym. 1998). Kokonaislajimäärä ja harvinaisten ja vaatelaiden lajien määrä on suurin keskilahoissa tai pitkälle lahonneissa järeissä rungoissa (Bader ym. 1995, Siitonen ja Hanski 2004). Myös ympäristöolot, kuten kosteus, varjoisuus ja paahteisuus vaikuttavat siihen, millaisia lahoppuella eläviä lajeja milläkin paikalla voi esiintyä (Jonsell ym. 1998, Siitonen ja Hanski 2004). Osalle lajeista lahoppuiden esiintymistiheys on tärkeämpää kuin metsän muut ominaisuudet (Penttilä 2004).



**Kuva 4.** Arvokkaaksi elinympäristöksi määriteltyä korpea (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

**Taulukko 6.** Monimuotoisuuden huomioon ottaminen eri metsäalueilla taajamametsien uuden hoitoluokituksen mukaan (ks. Nuotio 2007).

<i>Hoitoluokka</i>	<i>Monimuotoisuus hoitoluokassa</i>	<i>Hoitotoimenpiteet</i>
C1 Lähimetsä	Pieniä monimuotoisuuskohteita esiintyy	Monimuotoisuuskohteet otetaan huomioon, lahoppua jätetään, jos siitä ei aiheudu vaaraa metsässä liikkujille
C2 Ulkoilu- ja virkistymetsä	Monimuotoisuuskohteita esiintyy	Monimuotoisuuskohteet otetaan huomioon, lahoppua jätetään ensisijaisesti monimuotoisuuskohteisiin ottaen huomioon virkistyskäytön turvallisuus
C3 Suojametsä	Pieniä monimuotoisuuskohteita esiintyy	Lahoppua jätetään harkiten
C4 Talousmetsä	Monimuotoisuuskohteita esiintyy	Monimuotoisuuskohteet otetaan huomioon lainsäädännön, sertifiointin ja Tapion hyvän metsänhoidon suositusten sekä alueen monikäytön mukaisesti
C5 Arvometsä	Monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kohteita	Ennallistamista tarvittaessa

Lahoppua voidaan lisätä metsiin yksinkertaisesti jättämällä sinne tuulenkaatoja ym. kuollutta tai kuolevaa puuta tai esimerkiksi katkaisemalla runkoja tekopötkelöiksi (Ranius ym. 2005, Jonsson ym. 2006). Kuollutta puuta muodostuu myös luonnostaan puiden välisestä kilpailusta johtuen, jos harventamista vähennetään ja lievennetään (Siitonen 2005). Lahopuiden keskittäminen esimerkiksi monimuotoisuuden kannalta arvokkaille alueille on perusteltua siinä mielessä, että kaikilla alueilla lahoppua määrää ei välttämättä voida lisätä riittävästi (Siitonen ja Hanski 2004). Lahoppua tai kuolevaa puuta voidaan lisätä etenkin laajoihin virkistymetsiin sekä muille alueille,



**Kuva 5.** Metsien tiheyden ja puulajien vaihtelulla saadaan aikaan kiinnostava metsämaisema (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

joilla ne eivät aiheuta vaaraa metsissä liikkujille tai muuten haittaa kohtuuttomasti liikkumista (ks. Komulainen 1995 ja taulukko 6). Lahopuun jättäminen riittävän kauas poluista on perusteltua etenkin silloin, kun kyseessä on laho pystypuu (ks. Komulainen 1995). Vanhojen, suurten ja vaaralliseksi todettujen lahopuiden kaatumisriskiä voi vähentää karsimalla puiden latvustoja, etteivät ne kaadu myrskyissä (ks. Biström ym. 2000). Kaatuneita runkoja voidaan myös siirtää alueelta toiselle, jos niistä on haittaa metsän muulle käytölle.

Olisi tärkeää, että metsiin jätettäisiin erityisesti suuria lehtipuita. Etenkin haavat ja raidat ovat tärkeitä monimuotoisuuden kannalta (Kuusinen 1994a, Kouki ym. 2004). Yksittäisiä puita ja puuryhmiä voidaan kasvattaa metsikössä koko niiden luontaisen eliniän ajan, ja sen jälkeen ne voivat rikastuttaa metsää keloina tai maapuina (Komulainen 1995).

Pienialainen uudistaminen 0.1-0.5 hehtaarin kokoisten aukkojen avulla on nopein ja varmin tapa synnyttää uusia puita ulkoiluun käytettävissä kuluneissa metsissä (Komulainen 1995). Luontaista metsän kehittymistä ja puiden uudistumista voidaan hyödyntää virkistymetsien hoidossa siinä määrin kuin se on mahdollista (ks. Lehvävirta ja Rita 2002). Esimerkiksi tuulenkaatojen myötä vapautunut kasvutila on uusien taimien hyödynnettävissä. Kuusen luontainen uudistuminen voi kuitenkin olla vaikeaa pirstoutuneissa virkistymetsissä. Voimakas virkistyskäyttö ja siitä aiheutuva maaperän tiivistyminen sekä pirstoutumisesta johtuva voimakas metsänreunojen heinittyminen heikentävät puiden taimien kehittymisen mahdollisuuksia (Komulainen 1995, Hammitt ja Cole 1998, Hyvän metsänhoidon...2006, Hamberg ym. 2008). Siksi taimia joudutaan myös istuttamaan.

Muita metsien rakenteen monipuolistamiseen tähtäviä metsänhoitomenetelmiä, kuten kulotusta, soiden ennallistamista ja säästöpuiden jättämistä käsitellään retkeilyalueita koskevassa osassa.

### **3.5.2 Reunavaikutuksen vähentäminen**

Ensisijainen ja tärkein keino metsien pirstoutumisesta johtuvien ongelmien estämiseksi on välttää pirstoutumista ja suosia suuria, yhtenäisiä metsäalueita (ks. Heikkinen 2002, Godefroid ja Koe-dam 2003, ks. luku 3.3.1). Kapeissa metsissä lajien ympäristöolosuhteet voivat muuttua avoimen alueen läheisyyden vuoksi kaikkialla kuivemmiksi ja paahteisemmiksi (Bannerman 1998). Siksi kannattaa suosia muodoltaan pyöreitä tai neliskulmaisia metsiä, joissa avoimen alueen vaikutuksille altista metsäaluetta on mahdollisimman vähän. Taajamissa metsien pitäisikin olla vähintään kolmen hehtaarin kokoisia ja muodoltaan mahdollisimman kompakteja (pyöreitä tai neliskulmaisia) (Bannerman 1998, Hamberg ym. 2008).

Pienissä, alle kolmen hehtaarin kokoisissa metsissä pirstoutumisen aiheuttamia haittoja voi yrittää vähentää antamalla reunojen tiheyttä (Hamberg ym. 2009). Mitä tiheämpi ja monikerroksisempi reuna on, sitä vähemmän valo, lämpö ja tuuli pääsevät tunkeutumaan metsän sisään, jolloin reunan aiheuttamat vaikutukset jäävät pienemmiksi (Bannerman 1998, Didham ja Lawton 1999, Lilja 1999). Kun puuta on reunalla 225-250 m<sup>3</sup>/ha, ja havupuiden (erityisesti kuusi) osuus on vähintään 80% puustosta, reunan aiheuttamat muutokset vähenevät huomattavasti (Hamberg ym. 2009).

Jos pienten, monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden alueiden ympärillä tehdään hakkuita, olosuhteet voivat muuttua täysin ja metsän sisäosiin sopeutuneiden lajien elinmahdollisuudet voivat kaventua oleellisesti (Heikkinen 2002, Kuuluvainen ym. 2004c). Hakkuita olisi vältettävä niiden suojelualueiden ja muiden arvokkaiden ja herkkien luontokohteiden läheisyydessä, joiden lajisto



**Kuva 6.** Kun metsän reuna on avoin, valon, tuulen ja saasteiden vaikutukset ulottuvat pitkälle metsän sisään heikentäen alkuperäisen metsäkasvillisuuden elinolosuhteita (kuva: Hannu Rantanen, Metla).

ei kestä valon määrän ja tuulisuuden lisääntymistä ja siitä aiheutuvaa kuivumista. Herkkiä pirstoutumisen aiheuttamille muutoksille ovat erityisesti lehtojen ja rantametsien varjoa ja kosteutta tarvitsevat lajit (Keto-Tokoi 2004, Selonen ja Kotiaho 2006). Etenkin näiden kohteiden ympärille olisi jätettävä riittävä, noin 50-100 metriä leveä suojavyyhyke hakkaamatonta metsää (Hamberg ym. 2008).

### 3.5.3 Virkistyskäytön ohjaaminen

Metsänhoidon tehtävä on pyrkiä pitämään virkistyskäytön aiheuttamat haitalliset muutokset mahdollisimman vähäisinä (Hammitt ja Cole 1998). Virkistyskäyttöä ei voida kieltää, mutta sitä voidaan ohjata ensisijaisesti poluille, jotta kulumisvauriot saadaan pidettyä vähäisinä.

Vaikka suomalaiset liikkuvat mielellään myös poluttomilla alueilla, ulkoilijoiden liikkumista voidaan ohjailta rakennetun polkuverkoston avulla (Kellomäki 1977, Hammitt ja Cole 1998, Pouta ja Sievänen 2001a, Keirle ja Stephens 2004, Tyrväinen ym. 2005, ks. taulukko 7). Polkuverkoston rakentaminen on tarpeen aina, kun virkistyskäyttö on runsasta. Muutoin kasvillisuuden kulumista voi tapahtua hallitsemattomasti niin, että polkuja on lähes kaikkialla. Hallitsemattoman kulumisen seurauksena koko metsän pohja voi kulua, jolloin ulkoilijoiden kulkemista ohjailevia polkuja ei enää erota.

Yksi suurimpia ulkoilijoiden mainitsemia syitä polulta poikkeamiseen on vaihtelun hakeminen (Kellomäki 1977). Siksi olisikin tärkeää, että polkureitti itsessään sisältäisi maisemallisesti vaihtelevia ja miellyttäviä kohtia.

**Taulukko 7.** Keinot metsien voimakkaan kulumisen estämiseksi (ks. Jämbäck 1996, Hammitt & Cole 1998). Tavoitteena on, että ulkoilijat pysyisivät mahdollisimman paljon poluilla.

---

#### ***Virkistyskäytön vaikutusten vähentäminen***

---

##### *Polkujen rakentaminen*

- kestäville alueille
- metsän reunalla tiheämpi polkuverkosto kuin metsän sisällä
- rinteessä korkeuskäyrien suuntaisesti
- maisemanäkökohdat huomioon
- vaihtelevat reitit
- monimuotoisuuskohteiden ja virkistysreittien eriyttäminen

##### *Muu käytön ohjaaminen*

- luontaiset esteet, kuten kivet ja tiheiköt polkujen reunoilla ja kulutukselle herkillä alueille
- eläinten häiriintymisen välttäminen lisääntymisaikana ja talvella
- voimakkaimmin luontoon vaikuttavien virkistyskäyttötapojen rajoittaminen: esim. ratsastukselle ja maastopyöräilylle omat rajatut alueet

##### *Virkistyskäytön myötä syntyneiden polkujen hoito*

- kateaineiden lisääminen, portaiden ja pitkospuiden rakentaminen tarvittaessa

##### *Kulumisen seuraaminen*

- jatkuva tarkkailu
  - kriteerit kasvillisuuden kulumiselle
  - kriteerit lajiston säilymiselle
  - kriteerit polkujen kunnolle
- 

Koska kasvillisuustyyppien kulutuskestävyydessä on eroja, ulkoilua kannattaa ohjata kulutusta kestäville alueille (Cole 1995a, b, Malmivaara-Lämsä ym. 2008a). Esimerkiksi avoimia, helppokulkuisia ja helposti kuluvia jäkäläkankaita pitäisi välttää (Jämbäck 1996), kuten myös monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kohteita. Vaikka kulutusta ohjattaisiin kestäville alueille, voi kasvillisuus sielläkin tuhoutua, jos ulkoilijoita on paljon eikä kulutus kanavoidu poluille (ks. esim. Jämbäck 1996).

Metsän reunalla polkuverkoston olisi oltava tiheämpi kuin metsän sisäosissa (Jämbäck 1996). Laajoihin metsiin pitäisi jättää myös poluttomia alueita, sillä koskemattomat alueet säilyvät parhaiten, kun niille ei rakenneta polkuverkostoa (Jämbäck 1996, Hammitt ja Cole 1998). Myös monimuotoisuutta voidaan pitää yllä parhaiten, kun suuri osa ulkoilualueesta säilyy poluttomana (Hammitt ja Cole 1998). Kaukaisimmat virkistysalueiden osat sopivatkin muun muassa marjastukseen, sienestykseen ja luonnon tarkkailuun. Näitä ulkoilumuotoja varten ei tarvita polkuverkostoa (Kellomäki 1977). Virkistyskäytön ohjaaminen on tärkeää erityisesti jyrkissä rinteissä, joissa eroosio on voimakasta (Jämbäck 1996, Tolvanen ym. 2004). Rinteissä kulumista voidaan ehkäistä parhaiten portaikoilla. Polkuja voidaan myös rakentaa korkeuskäyrien suuntaisiksi (Hammitt ja Cole 1998).

Tallaamisen seurauksena syntynyt polku muuttuu epätasaiseksi, kun kivet ja puiden juuret paljastuvat (Hammitt ja Cole 1998, Haider ym. 2004). Sadeveden vuoksi polut voivat muuttua helposti mutaisiksi, jolloin kulkeminen niillä vaikeutuu. Sadevesi lisää myös maa-aineksen huuhtoutumista, mikä lisää eroosiota (Hammitt ja Cole 1998). Paljastuneiden kivien ja puiden juurien sekä mutaisuuden vuoksi monet ulkoilijat siirtyvät kulkemaan polkujen reunoille ja helppokulkuisemmille alueille, jolloin kulutukselle alttiina oleva alue laajenee. Polkujen kattaminen soralla tai muilla päällysteillä sekä portaiden ja pitkospuiden rakentaminen ovatkin tarpeellisia toimenpiteitä erityisesti voimakkaassa virkistyskäytössä olevilla, kuluneilla, kosteilla ja soistuneilla alueille (Hoo-



**Kuva 7.** Pitkospuut on rakennettu helpottamaan liikku-  
mista kostealla maapohjalla. Leveät pitkospuut mahdol-  
listaisivat myös liikuntaesteisten kulkemisen metsässä  
(kuva: Juha-Pekka Hamberg).

gesteger ja Havas 1976, Hammitt ja Cole 1998, Tolvanen ym. 2004). Eräs tärkeimmistä keinoista kulumisen kontrolloimisessa onkin pyrkiä pitämään sekä rakennetut että rakentamattomat polut ja kulkuväylät selkeinä ja niin hyvässä kunnossa, että niillä on miellyttävää kulkea (Hammitt ja Cole 1998). Polulla pysymisestä pitäisi tehdä helpoin vaihtoehto kulkijalle. Tällä voidaan estää polkujen laajeneminen ja oikopolkujen syntyminen. Myös säännöllinen seuranta ja ylläpito ovat tärkeitä polkujen hoidossa.

Luontaiset esteet, kuten tiheät pensaikot, kivet ja kaatuneet puut, voivat toimia kulun ohjaamisessa ja talleamisen vähentäjinä (Lehvävirta 1999, Lehvävirta ym. 2004). Mitä korkeampia esteet ovat, sitä paremmin ne estävät kulumista (Lehvävirta 1999). Jotta este olisi tehokas, sen korkeuden pitäisi olla vähintään 50 cm (Roovers ym. 2006). Risut, tiheiköt, ja kaatuneet puut ovat tehokkaita kulumisen vähentäjinä (Bayfield ja Bathe 1982, Lehvävirta 1999). Maapuiden on havaittu estävän noin 45% ja risujen noin 70% ei-toivotusta kulkemisesta (Bayfield ja Bathe 1982). Pensaiden ja tiheikköjen käyttö polkujen varsilla ei ole aivan ongelmattonta, sillä ulkoilijat arvostavat avaraa maisemaa, jossa pienpuusto on raivattu pois polkujen reunoilta. Tiheikköjen käyttö voi kuitenkin olla perusteltua erityisesti herkästi kuluville alueilla sekä lähellä suojelualueita, joiden ei toivota kuluvan. Tiheiköt estävät myös mahdollisten oikopolkujen näkymisen, ja siten vähentävät niiden käyttöä (Komulainen 1995). Luontaisten esteiden käyttö ulkoilun ohjailemisessa on varteenotettava vaihtoehto, sillä ne ovat halpoja ja maisemallisesti vähemmän häiritseviä kuin keinotekoiset esteet (Roovers ym. 2004a). Lisäksi ne ohjaavat hienovaraisesti ulkoilijoita pysymään polulla. Käytettäessä luontaisia esteitä on huomioitava, ettei niiden avulla epähuomiossa ohjata kulkuväylää aiemmin kulumattomalle alueelle.

Metsän kulumista voidaan estää myös ohjaamalla voimakkaasti kasvillisuutta ja maaperää kuluttavat harrastukset vain tietyille alueille (ks. Hammitt ja Cole 1998, Tolvanen ym. 2004). Esimerkiksi ratsastukselle ja maastopyöräilylle on suositeltavaa varata rajatut alueet. Luontokokemukseen ja virkistäytymiseen kuuluu kuitenkin vapaus liikkua luonnossa. Siksi sääntöjä olisi oltava mahdollisimman vähän.

**Taulukko 8.** Virkistyskäytön voimakkuus ja virkistyskäyttöön kohdistuvat hoitotoimenpiteet eri metsä-alueilla taajamametsien uuden hoitoluokituksen mukaan (ks. Häggman 2007).

<i>Hoitoluokka</i>	<i>Virkistyskäytön voimakkuus</i>	<i>Hoitotoimenpiteet</i>
C1 Lähimetsä	Virkistyskäyttö päivittäistä, maapohjan kulumisen voimakasta, pohjakasvillisuus muuntunutta	Kulkuväylien ja polkujen rakentaminen, penkkien ym. pienten rakenteiden sijoittaminen alueelle, kuluneisuusvaurioiden korjaaminen
C2 Ulkoilu- ja virkistysmetsä	Käytetään säännöllisesti ulkoiluun, retkeilyyn, metsästykseseen, sienestykseen ja marjastukseen. Taajamien ulkopuolella sijaitsevat metsät vapaamuotoisen virkistyskäytön aluetta.	Ulkoilu- ja retkeilykäyttöä palvelevien rakenteiden ja hoidettujen polku- ja latuverkoston ylläpito
C3 Suojametsä	Virkistyskäyttö mahdollista	Virkistyskäyttö otetaan huomioon hoidossa
C4 Talousmetsä	Marjastusta, sienestystä ja metsän vapaamuotoista virkistyskäyttöä	
C5 Arvometsä		

Taajamissa virkistyskäytön voimakkuus vaihtelee riippuen muun muassa metsän sijainnista ja sen ympärillä olevasta asukasmäärästä (Häggman 2007, Malmivaara-Lämsä ym. 2008a, ks. taulukko 8). Kullekin alueelle pitäisi määritellä, minkä verran kulumista sallitaan ja mitkä ovat sopivimmat tavat lieventää virkistyskäytön vaikutuksia (Hammitt ja Cole 1998). Virkistyskäytön vaikutusten seuraaminen alueella on tärkeää, jotta ongelmat voidaan havaita ajoissa. Erityisesti olisi seurattava kasvillisuuden kulumista ja toimittava aktiivisesti kuluneiden alueiden laajenemisen estämiseksi. Tämä on tärkeää erityisesti silloin, kun alueen kulutuspaineen tiedetään lisääntyvän esimerkiksi uudisrakentamisen vuoksi.

### 3.5.4 Kuluneiden metsien kunnostaminen

Jos metsä on kulunut hyvin voimakkaasti, voidaan joutua tekemään kunnostustoimenpiteitä (Hammitt ja Cole 1998). Jos polku halutaan ottaa pois käytöstä, se pitäisi hävittää ulkoilijoiden näkyvistä täyttämällä painunut polun kohta ja mahdollisesti istuttamalla siihen kasvillisuutta sekä sijoittamalla polun päähän esimerkiksi kiviä tai kaatuneita puita, jotta polulle pääsy voidaan estää (Bayfield ja Bathe 1982). Kun virkistyskäyttö on liian voimakasta, myös polkujen väliset alueet voivat kulua (Hammitt ja Cole 1998). Tällöin kunnostustoimenpiteiden tarkoituksena on ohjata ulkoilukäyttö uudelleen kulkureiteille ja luoda edellytykset alueen kasvillisuuden palautumiselle ja siten parantaa alueen virkistysarvoa (ks. Löfström ja Paakkunainen-Taylor 2000, Tolvanen ym. 2004). Kuluneille alueille on suositeltavaa rakentaa selkeät uudet kulkuväylät ohjaamaan kävijöiden liikkumista.

Kulkuväylät saadaan rajattua metsään, kun ne katetaan esimerkiksi murskeella, niille rakennetaan portaita tai mahdollisesti jopa pitkospuita, ja kun reunoille istutetaan pensaiden tai puiden taimia. Kulun ohjaamisessa voidaan myös käyttää maapuita apuna (Lehvävirta 1999, Lehvävirta ym. 2004). Koulujen tai päiväkotien läheisyydessä voidaan rajata kuluneita alueita luonnonkivin ja mahdollisesti käyttää maastoon ja maisemaan sopivia kevyitä aitoja (ks. Löfström ja Paakkunainen-Taylor 2000). Tiheän havupuuston alla aluskasvillisuuden palautuminen ei välttämättä onnistu, joten puuston harventaminen on tällöin tarpeen (Hammitt ja Cole 1998). Jos ulkoilukäyttö saadaan rajattua kulkuväylille, kasvillisuus voi alkaa vähitellen elpyä kulkuväylien ulkopuolella.

Jos kuluneen alueen humuskerroskin on kulunut pois, voidaan joutua lisäämään maa-ainesta kasvien kasvualustaksi, kulkureittien kuivatuksen edistämiseksi sekä maaperän tiivistymisen ja pöly- ja mutahaittojen vähentämiseksi (Hammitt ja Cole 1998, Löfström ja Paakkunainen-Taylor 2000). Katteina on käytetty esimerkiksi mullan ja turpeen (1:2), hiedan ja turpeen (1:2) tai hiedan ja savimullan (5:1) sekoitusta sekä kompostoitunutta kuorihumusta (Löfström 2001b). Muut paitisi kuorihumus edistävät kasvillisuuden palautumista. Kuorihumusta voidaan kuitenkin käyttää suojaamaan maaperää ja puiden juuria. Myös lannoitusta ja heinien kylvämistä on kokeiltu kuluneilla alueilla (Löfström 1996). Kylvö ei palauta alkuperäistä kasvillisuutta kuluneelle alueelle, mutta sitoo maa-ainesta ja estää siten eroosiota. Kuluneille alueille voidaan myös istuttaa puiden taimia (ks. Löfström ja Paakkunainen-Taylor 2000). Vaikka kasvillisuuden palauttamiseksi tehtäisiin edellä mainittuja toimenpiteitä, on ilmeistä, että kasvillisuus ei kestä, jos virkistyskäyttöä ei saada pidettyä sille rajatuilla alueilla.

Kuluneen alueen palautumiseen kuluu aikaa vuosikymmeniä (Hammitt ja Cole 1998). Pahimmassa tapauksessa kasvillisuus ei enää palaudu alueelle. Koska kasvillisuuden palauttaminen voimakkaasti kuluneille alueille on vaikeaa ja myös kallista, suositeltavinta olisi ehkäistä kulumista etukäteen (Hammitt ja Cole 1998, Tolvanen ym. 2004).

### **3.5.5 Maiseman ja monimuotoisuuden yhteensovittaminen**

Ulkoilijoiden toiveet ja maisemamieltymykset eivät aina ole samansuuntaisia luontoarvoja huomioon ottavan metsänhoidon kanssa. Miellyttävää metsämaisemaa voidaan pitää luontoarvoja tärkeämpänä (Horne ja Ovaskainen 2001, Horne ym. 2005). Hoidetut ja valoisa metsät miellyttävät ulkoilijoita (Sievänen 1993, Horne 2002, Karjalainen 2002a, b, Tyrväinen ym. 2003, 2005). Osa ulkoilijoista ottaisi huomioon myös luonnonsuojelun metsien hoidossa (Horne 2002, Lyytikäinen ym. 2002a), kun taas kaikkein kriittisimpien mielestä virkistysmetsät olisi jätettävä kokonaan hoitamatta (mm. Tyrväinen ja Mäkinen 2004).

Asukkaiden erilaiset arvostukset maiseman ja monimuotoisuuden suhteen voidaan ottaa huomioon, jos kunnan metsissä on riittävästi vaihtelua (Tyrväinen ym. 2003). Alueittain olisikin asetettava painotuksia maisemanhoidon suhteen (Lyytikäinen ym. 2002b, Horne ym. 2005, ks. taulukko 9). Tällöin ulkoilijat voisivat käyttää niitä metsiä, jotka kokevat miellyttävimmiksi. Vaikka kevyesti käsitellyistä metsistä pidetään eniten, osa ulkoilijoista arvostaa vaikeakulkuisia ja luonnontilaisia metsiä, joita he pitävät salaperäisinä ja jännittävinä (Mäkinen ja Tyrväinen 2008). Hoitamattomia luonnonalueita tarvitaankin metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi. Syrjäisimmät ulkoilualueiden osat voidaan jättää luonnontilaisimmiksi alueiksi, joita voivat käyttää luonnonsuojeluun positiivisesti suhtautuvat henkilöt, jotka eivät kaipaa valmiita polkureittejä (Lyytikäinen ym. 2002b, Horne ym. 2005). Tällaiset alueet soveltuvat muun muassa luonnon tarkkailuun. Kullakin alueella voisi kuitenkin olla puulajistoltaan ja iältään vaihtelevia metsikkökuvioita, sillä ulkoilijat pitävät vaihtelevista maisemista (Horne 2002, Karjalainen 2002a, Lyytikäinen ym. 2002b). Luontoarvot itsessään voivat olla tärkeitä ulkoilijoille, joten arvokkaiden luontokohteiden olemassaolosta metsäalueella voidaan tiedottaa, vaikei niiden tarkkaa sijaintia kerrottaisikaan.

Metsän ikä vaikuttaa metsämaisema-arvostuksiin enemmän kuin pääpuulaji tai metsänhoitotapa (Karjalainen 2000, 2002a, Silvennoinen ym. 2002). Varttuneista tai vanhoista metsistä pidetään enemmän kuin nuorista (Karjalainen 2002a). Miellyttävässä virkistysmetsässä puuston olisikin oltava järeää. Tämä ei ole ristiriidassa monimuotoisuusarvojen kanssa.

## Taulukko 9. Maisemanhoito virkistysmetsissä.

---

### **Maisemanhoito**

---

#### *Maisemamieltymysten ottaminen huomioon*

- tarjotaan erilaisia ulkoiluun sopivia metsiä ja maisemia: lähimetsät intensiivisemmän hoidon aluetta, ulkoilumetsissä hoitamattomia alueita (ks. Taajamametsien uusi hoitoluokitus, taulukko 4)
- kiertoajan pidentäminen, suositaan järeitä puita
- tiheään metsän harventaminen

#### *Maiseman huomioon ottavat hakkuut*

- hakkuuala rajataan maastoon sopivaksi
- rinteissä hakkuuaukot korkeuskäyrien suuntaisiksi
- ei horisonttia rikkovia hakkuuta mäen päällä
- rannoille jätetään hakkaamaton metsäkaistale, maisemaa avataan vain paikoin
- pienet saaret ja rantakallioiden metsät hakkuuden ulkopuolelle
- poimintahakkuut maisemallisesti tärkeissä reunametsissä ja metsäsaarekkeissa
- pienet uudistusalat
- jätetään puustoisia välivyöhykkeitä ja eläviä, hyväkuntoisia maisemapuita säästöpuiksi
- mitä enemmän säästöpuita jätetään, sitä enemmän maisemasta pidetään
- ei voimakasta maan muokkausta
- hakkuutähteet kerätään pois

#### *Pienpuuston ja pensaston hoito*

- polkujen varsilla, näköalapaikoilla ja pienillä metsäalueilla
- käsittely ryhmittäin

#### *Lahopuun jättäminen*

- taimikoiden tai tiheikköjen taakse, alueille, joissa ei häiritse ulkoilijoita
- erityisesti suurilla metsäalueilla

#### *Tiedotus tehtävistä metsänhoitotoimenpiteistä*

---

Miellyttävänä pidetyt metsät soveltuvat yleensä hyvin ulkoiluun (Karjalainen 2002a). Vanhoja mäntymetsiä arvostetaan huolimatta siitä, onko niitä hoidettu vai ei. Tämä johtuu siitä, että mäntymetsät ovat usein avoimia ja valoisia hoidosta riippumatta. Hoidetuissa metsissä on helppo kulkea, eivätkä teiden ja kulkureittien varrella olevat tiheiköt häiritse näkyvyyttä tai rajoita kulkemista (Tyrväinen ym. 2003, 2005). Kuusimetsää arvostetaan enemmän, jos lahopuuta ja kaatuneita puita on vähän (Karjalainen 2002a). Voimakkaasti hoidetuista varttuneista ja vanhoista kuusikoista pidetään enemmän kuin luonnontilaisista tai vähän hoidetuista. Harvennus lisää maiseman kauneutta erityisesti nuorissa ja hyvin tiheissä metsissä (Silvennoinen ym. 2002). Hakkuutähteistä ei kuitenkaan pidetä (Sievänen 1993, Karjalainen 2002b).

Uudistushakkuilla on negatiivinen vaikutus maisemaan (Karjalainen 2002b, Silvennoinen ym. 2002). Maiseman laatu heikkenee erityisesti suurialaisissa hakkuissa, joissa kaikki puut poistetaan ja maanpintaa käsitellään (Karjalainen 1996, Tönnnes ym. 2004, Tyrväinen ym. 2005). Uudistushakkuiden aiheuttamia maisemamuutoksia voidaan vähentää jättämällä hyväkuntoisten puiden vyöhyke ulkoilureittien ja hakkuualojen väliin (ks. Hyvän metsänhoidon...2006). Myös hakkuualoille jätetyillä puustoisilla välivyöhykkeillä ja säästöpuilla voidaan pienentää yhtenäisen puutoman alan negatiivista maisemavaikutusta (Silvennoinen ym. 2002, Tönnnes ym. 2004, ks. luku 4.2.1). Maiseman kannalta olisikin tärkeää, että hakkuualat pidettäisiin pieninä (ks. Karjalainen 2006). Maiseman vuoksi voidaan myös pidentää kiertoaikaa (Hyvän metsänhoidon...2006).

Hakkuuta ei pitäisi tehdä niin, että ne pistävät silmään maisemassa (Karjalainen 2006). Maisemaan olisikin kiinnitettävä erityistä huomiota mäkien ja vaarojen lailla, kallioilla, jyrkänteillä, harjuilla ja rannoilla (Hyvän metsänhoidon...2006). Hakkuualat olisi rajattava maastoon sopiviksi. Epäsäännölliset hakkuualan muodot ovat parempia kuin jäykän geometriset (Karjalainen

ja Komulainen 1999). Erityisesti rinteessä pystysuuntaisia hakkuuaukkoja olisi vältettävä (Karjalainen 2006). Uudistusala ei saisi myöskään näkyä horisontissa mäen päällä (Karjalainen ja Komulainen 1999, Hyvän metsänhoidon...2006). Rannoille olisi jätettävä vyöhyke hakkaamatonta metsää maiseman vuoksi (Karjalainen ja Komulainen 1999). Riittävän leveän hakkaamattoman metsäkaistaleen jättäminen vähentää myös hakkuiden aiheuttamia negatiivisia vaikutuksia monimuotoisuuteen (ks. luku 4.2.2). Osittainen maiseman avaaminen hakkuin rikastuttaa kuitenkin maisemaa metsästä vesistöön päin (Hyvän metsänhoidon...2006). Pienet saaret ja rantakallioiden metsät suositellaan jätettäväksi hakkuiden ulkopuolelle. Maisemallisesti tärkeissä reunavyöhykeissä ja metsäsaarekkeissa olisi suosittava poimintahakkuuta, jotka vaikuttavat maisemaan vain vähän (Komulainen 1995, Poikela ja Strandström 2007).

Ulkoilureittien varrella oleva tiheikkö ei miellytä kaikkia ulkoilijoita, sillä se vähentää näkyvyyttä ja aiheuttaa pelon tunnetta (ks. Koskela 1999, Tyrväinen ym. 2005). Pienpuuston ja pensaston käsittelyssä olisikin otettava huomioon reittien turvallisuus (ks. Rinkinen 2004). Käsittely kannattaa keskittää lähinnä polkujen varsille, näköalapaikoille ja pienimpiin metsiin (Komulainen 1995). Pyöräreittien reunoilla pensastoa olisi käsiteltävä laajemmalla alueella kuin kävelyreiteillä, sillä pyöräilijät tarvitsevat kävelijöitä suuremman alueen nähdäkseen riittävän kauas. Koko pensaskerrosta ei ole kuitenkaan syytä poistaa, vaan tiheikköjä voidaan jättää paikoin eläimiä varten. Tämä vastaa myös maisemamieltyksiä (Karjalainen 2002b, Tyrväinen ym. 2005). Polunreunojen siistimisen huono puoli on, että se mahdollistaa ulkoilijoiden kulkemisen polkujen ulkopuolisilla alueilla (Hammitt ja Cole 1998).

Lahopuuta ei välttämättä hyväksytä ulkoilumetsissä (Sievänen 1993, Tyrväinen ym. 2001, 2003). Lahopuun jättämistä voidaan pitää polttopuun tai puutavaran haaskaamisena (Karjalainen 2002b). Osa ulkoilijoista pitää lahopuita rumina ja pystyyn kuolleisiin puihin liittyy kaatumisriski. Jotta lahopuut eivät häiritsisi ulkoilijoita, niitä voidaan sijoittaa esimerkiksi taimikoiden tai tiheikköjen



**Kuva 8.** Näkymää on avattu Puijon laelta Kallavedelle (kuva: Jouko Räsänen, Kuopion kaupunki).

taakse. Kuolleita, lahoja ja kaatuneita puita voitaisiin jättää enemmän suuriin metsiin tai yleensä alueille, joissa virkistyskäyttö on vähäistä. Lahopuun jättämistä kannattaa kuitenkin harkita kulakin alueella tapauskohtaisesti ja miettiä, miten se vaikuttaa alueen ulkoilukäyttöön ja metsien virkistysarvoon. Jos asukkaiden ulkoilua häiritään kohtuuttomasti kaatunein puunrungoin, voi päämäärältään hyvä ajatus kääntyä itseään vastaan ja lahopuiden lisäämisestä voi tulla kiistakapula kuntien metsien hoidosta vastaavien henkilöiden ja asukkaiden välillä.

Roskainen ja epäsiisti ympäristö vähentää metsien virkistysarvoa (Tyrväinen ym. 2005). Jos metsikkö on epäsiisti, sinne kertyy helposti muutakin roskaa (Rinkinen 2004). Viehättävässä ja vaihtelevassa ympäristössä on tärkeää miettiä sopivaa metsänhoitotapaa, sillä muutokset voivat vaikuttaa voimakkaammin miellyttävään kuin epämiellyttävään maisemaan (Karjalainen 2006).

Tieto ja ymmärrys hoitotoimenpiteiden tavoitteista voi lieventää metsänhoidon aiheuttamia negatiivisia maisemavaikutuksia (Brunson ja Reiter 1996). Metsämaiseman hyväksyttävyyteen voi yrittää vaikuttaa tiedottamalla metsänhoitotoimenpiteistä ja niiden tarpeellisuudesta (esim. McKinney 2002). Tiedottamisen mahdollisuudet vaikuttaa käsitykseen maiseman kauneudesta ovat kuitenkin rajalliset (ks. Taylor ja Daniel 1984), sillä maisemamieltymykset ovat melko pysyviä (Ribe 1989, Lindhagen ja Hörnsten 2000).

### 3.5.6 Metsien suojavaikutusten ylläpitäminen

Metsillä on suuri vaikutus erityisesti liikenneperäisten hiukkasten sitomisessa (Niemi 2002). Puusto parantaa ilman laatua vähentämällä hiilidioksidin ja epäpuhtauksien määrää (McPherson ym. 1997, Niemi 2002). Suuri osa epäpuhtauksista sitoutuu puustoon 5–20 metrin säteellä tiestä, mutta osa voi levitä jopa 50–120 metrin päähän (Löfström 1987b, Komulainen 1995, Kinniburgh ja Trafford 1996, Niemi 2002). Jotta metsän saasteidensitomiskyky olisi riittävä, olisi suojavaiohykemetsän oltava noin 100–125 metrin levyinen (ks. Löfström 1987b, Draaijers ym. 1994, Komulainen 1995). Suojavaiohykkeen leveyteen vaikuttavat kuitenkin ilmassa olevien saasteiden määrä ja reunan tiheys. Alueilla, joilla saastepitoisuus on hyvin korkea, saattaa 100–125 metrin levyinen suojavaiohykekin olla riittämätön.

Avoimilla reunoilla epäpuhtaudet pääsevät työntymään syvälle metsän sisään (Weathers ym. 2001). Siksi suojametsän hoidossa pitäisi kiinnittää huomiota erityisesti puuston ja kasvillisuuden monikerroksellisuuteen, peitteellisyyteen ja elinvoimaisuuden ylläpitämiseen (Häggman 2007). Tiheet metsänreunat pystyvät sitomaan tehokkaammin epäpuhtauksia kuin avoimet, harvennetut reunat (Norokorpi ja Frank 1993, Draaijers ym. 1994, Weathers ym. 2001, Niemi 2002). Tiheilä reunoilla puusto peittää reunaa maan pinnan tasosta ylös latvuksiin asti, eli tällaisilla reunoilla puiden oksat, puun taimet ja pensaat muodostavat lehvästöverhon metsän reunalle. Toisaalta liian tiheä metsänreuna voi toimia esteenä ilmariville, jolloin saasteet ohjautuvat metsän yläpuolelle ja edelleen kauemmas metsän taakse. Siksi tiheähkö reuna, jonne tuuli pääsee työntymään, olisi paras saasteiden sitojana.

Metsän kyky sitoa saasteita on suurin kasvukauden aikana, sillä silloin epäpuhtauksia sitova lehtipinta-ala on suurempi kuin talvella (McPherson ym. 1997). Lehtipuiden saasteidensuodatuskyky ei ole yhtä hyvä kuin havupuilla, koska ne tiputtavat lehtensä joka syksy (Neinhuis ja Barthlott 1998, Beckett ym. 1998, 2000). Lehtipuista tehokkaimpia saasteiden sitoja ovat sellaiset lajit, joiden lehdet ovat karkeita, karvaisia tai tahmeita. Tällaiseen pintaan saastehiukkaset jäävät helposti. Esimerkiksi koivuja, leppiä, pihlajaa, raitaa ja haapaa voidaan käyttää suojavaiohykkeillä ja liikennealueilla (Komulainen 1995). Myös havupuut ovat tärkeitä suojavaiohykkeillä, sillä ne

sitovat epäpuhtauksia läpi vuoden (Beckett ym. 1998). Esimerkiksi kuusi pystyy sitomaan ilman epäpuhtauksia maahan asti ulottuvan oksistonsa avulla. Kuusi ei kuitenkaan välttämättä menesty kaikkein saastuneimmissa ympäristöissä (Komulainen 1995). Erityisesti männiköissä, joissa latvus on korkealla, tarvitaan alikasvosta ja pensaskerrosta parantamaan metsikön saasteidensitomiskykyä. Koska eri puulajeilla on erilainen kyky sitoa ilman epäpuhtauksia ja sietää niitä, sekametsä on paras vaihtoehto suojavyöhykkeillä.

Melun torjunnan vuoksi suojavyöhykkeen leveyden olisi oltava vähintään sata metriä (Komulainen 1995). Alle sadan metrin vyöhykkeellä kasvillisuus ei vaimenna melua kovin tehokkaasti, ellei suojavaikutusta tehosteta meluvallein. Toisaalta kasvillisuuden tarjoama näkösuoja on jo etu sinänsä kapeammallakin suojavyöhykkeellä.

## 4 Valtion retkeilyalueet

Eri puolille Suomea on perustettu ulkoilulain (Ulkoilulaki 606/1973) nojalla seitsemän valtion retkeilyaluetta: Evo, Hossa, Iso-Syöte, Kylmäluoma, Oulujärvi, Ruunaa ja Teijo (Kuusinen ja Virkkala 2004). Retkeilyalueista vanhimpia ovat vuonna 1979 perustetut Hossan ja Kylmäluoman retkeilyalueet (Metsähallitus 2001a, Parviainen 2001, Metsähallitus 2002b, Eisto 2003, Metsähallitus 2004a, b, c, d). Nuorimmat retkeilyalueet ovat Evo ja Oulujärvi, jotka on perustettu vuonna 1994. Valtion retkeilyalueiden kokonaispinta-ala on noin 36 000 hehtaaria (KuntaMETSÖ... 2006). Vuosittain retkeilyalueilla vieraillee noin 350 000 henkilöä (Högmander ja Leivo 2004). Retkeilyalueita hoitaa Metsähallitus. Retkeilyalueiden käyttöä ohjaavat ulkoilu-, luonnonsuoje-



**Kuva 9.** Hyvät retkeilypalvelurakenteet, kuten laavut, lisäävät retkeilyalueiden suosiota (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

lu-, metsä-, vesi-, maa-aines-, koskiensuojelu- sekä maankäyttö- ja rakennuslaki (KuntaMET-SO...2006).

Retkeilyalueet on perustettu ulkoilukäyttöä varten, ja ne soveltuvatkin hyvin monipuoliseen virkistäytymiseen luonnossa (Metsähallitus 2001a, Parviainen 2001, Metsähallitus 2002b, Eisto 2003, Metsähallitus 2004a, b, c, d). Näillä alueilla on muun muassa runsaasti reittejä retkeilyä ja luonnossa liikkumista varten. Retkeilyalueilla on mahdollisuus myös hiihtämiseen, luonnon tarkkailuun, marjastukseen, kalastamiseen ja joillain alueilla myös metsästykseseen. Alueita voidaan käyttää opetus- ja tutkimustarkoituksiin. Joillain retkeilyalueilla voi harrastaa maastopyöräilyä ja -ratsastusta sekä moottorikelkkailua. Luonnon tarjoamat erityismahdollisuudet, kuten koskenlasku voivat toimia paikallisena vetovoimatekijänä. Pohjoisilla retkeilyalueilla porotalouden harjoittaminen on mahdollista. Retkeilyalueille on rakennettu alueella oleskelua helpottavia palvelurakenteita, reittejä, laavuja, tulentekopaikkoja ja opastuskeskuksia. Kaikilla retkeilyalueilla on luonnonsuojelullisesti arvokkaita osia, kuten Natura 2000-luontotyyppejä. Retkeilyalueilta on löydetty vanhojen metsien harvinaisia ja uhanalaisia lajeja. Lisäksi jotkut retkeilyalueet rajautuvat luonnonsuojelualueisiin. Retkeilyalueita käytetään ulkoilun ja luonnonsuojelun lisäksi myös metsätalouskäyttöön.

Paikallisesti retkeilyalueilla pyritään edistämään alueen ympäristön sekä paikallisten asukkaiden ja yhteisöjen hyvinvointia luonnon monimuotoisuutta vaarantamatta (Metsähallitus 2001a, Parviainen 2001, Metsähallitus 2002b, Eisto 2003, Metsähallitus 2004a, b, c, d). Esimerkiksi opastus- ja majoitustoiminta tarjoavat toimeentulomahdollisuuksia paikallisille yrittäjille. Retkeilyalueille on myös palkattu työntekijöitä (Erkkonen 2000, Metsähallitus 2001a, b, Metsähallitus 2002b, Johansson 2003, Metsähallitus 2004d). Retkeilyalueiden paikallistaloudelliset vaikutukset ovat huomattavia. Kävijät käyttävät retkeilyalueille tullessaan muun muassa elintarvikeliikkeiden ja huoltoasemien palveluja, ja tuovat siten paikkakunnille vuosittain huomattavan summan rahaa (noin 1–4 miljoonaa euroa).

Luonto on tärkeä kävijöitä houkutteleva tekijä retkeilyalueilla (Erkkonen 2000, Metsähallitus 2001a, b, Parviainen 2001, Eisto 2003, Johansson 2003, Metsähallitus 2004c). Retkeilyalueiden merkitys luontoelämyksien tarjoajana ja rentoutumisen lähteenä on ilmeisesti korostunut kaupunkimaisen asumismuodon yleistyttyä (Eisto 2003). Kävijöiden mielestä retkeilyalueen tärkeimpiä tehtäviä ovat ulkoilu- ja virkistysmahdollisuuksien tarjoaminen, luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen, alkuperäisen luonnon suojelu, luonnonmaiseman sekä kulttuuri- ja luonnonarvojen säilyttäminen jälkipolville (Ovaskainen ym. 1999).

Retkeilyalueita käyttävät eniten keski-ikäiset (45–54-vuotiaat) (Erkkonen 2000, Metsähallitus 2001a, Parviainen 2001, Metsähallitus 2002b, Johansson 2003, Metsähallitus 2004c). Suurin osa retkeilijöistä saapuu retkeilyalueelle pienissä, 2–5 hengen ryhmissä, ja eniten retkeillään oman perheen, ystävien tai sukulaisten kesken. Osa kävijöistä tekee retkeilyalueilla lyhyitä päiväretkiä, mutta osa viipyy alueella pidempään. Retkeilyalueilla oleskelun pituus vaihtelee lyhytkestoisista parin tunnin vierailuista jopa parin viikon mittaiseen oleskeluun.

Kävijöiden mielipiteet retkeilyalueista ja niiden tarjoamista palveluista sekä ympäristön laadusta ovat yleisesti ottaen myönteisiä (Metsähallitus 2001a, b, Parviainen 2001, Metsähallitus 2002b, Eisto 2003, Johansson 2003, Metsähallitus 2004c). Erityisesti arvostetaan luonnonympäristöä, maiseman vaihtelevuutta, harrastusmahdollisuuksia ja retkeilyalueiden viihtyisyyttä sekä toimivia palveluja ja rakenteita. Häiritsevänä pidetään toisinaan metsänhoidon aiheuttamia maisema-

muutoksia, kuten uudistushakkuita sekä muiden kävijöiden häiritsevää käyttäytymistä, maaston kuluneisuutta ja roskaisuutta.

Tässä luvussa tarkastellaan retkeilyalueille tehtyjen hoito- ja käyttösuunnitelmien perusteella sitä, kuinka valtion retkeilyalueilla sovitaan yhteen metsien monimuotoisuus ja muut käyttömuodot. Lisäksi tarkastellaan niitä monimuotoisuutta edistäviä metsänhoitomenetelmiä, joita ei käsitelty kuntien virkistysmetsiä koskevassa osassa. Valtion retkeilyalueet ovat huomattavasti suurempia kuin kuntien virkistysmetsät (Huovila 1984, Maasilta 1988, Parviainen 2001, Malmivaara ym. 2002, Eisto 2003, Metsähallitus 2004b, c, d). Suuremmasta koosta ja sijainnista johtuen retkeilyalueet sisältävät myös erämaisia osia, jotka monista kuntien virkistysmetsistä puuttuvat. Tosin kunnillakin on laaja-alaisia, taajama-alueen ulkopuolella sijaitsevia ulkoilu- ja virkistysmetsiä, jotka voivat olla luonteeltaan valtion retkeilyalueiden kaltaisia (ks. esim. Miettinen ja Horne 1999). Tässä luvussa esitettyjä asioita voidaan siten soveltaa myös kuntien omistamiin, taajaman ulkopuolella sijaitseviin virkistysmetsiin.

## **4.1 Eri käyttömuotojen yhteensovittaminen valtion retkeilyalueilla**

### **4.1.1 Metsäsuunnittelu valtion retkeilyalueilla**

Luonnonvarasuunnittelu on Metsähallituksen tapa toteuttaa strategista suunnittelua kaikilla omistamillaan mailla. Luonnonvarasuunnittelussa määritetään Metsähallituksen suuret linjat - toiminnan painotukset ja keskeisten toimintojen mitoitus - seitsemälle suuralueelle seuraavalle 10-vuotiskaudelle. Toiminnan painotuksissa otetaan kantaa esim. metsien monimuotoisuuteen ja suojeluun, luontomatkailuun, virkistyskäyttöön ja puuntuotantoon. Luonnonvarasuunnitelmaa toteutetaan retkeilyalueilla alue-ekologisella suunnittelulla, erityisalueiden hoito- ja käyttösuunnitelmilla sekä hakkuu- ja metsänhoitotoimenpiteiden suunnittelulla (ks. esim. Hiltunen 2005, Löfström 2005).

Alue-ekologisella suunnittelulla tarkoitetaan laajojen metsäalueiden suunnittelua (Keto-Tokoi ja Heinonen 2004). Retkeilyalue voi olla osa alue-ekologisen suunnittelun piirissä olevaa aluetta (ks. esim. Metsähallitus 2002b). Alue-ekologisessa suunnittelussa luonnon monimuotoisuuden turvaaminen on tärkeä tavoite (Keto-Tokoi ja Heinonen 2004). Se pyritään sovittamaan yhteen metsätalouden ja metsän muiden käyttömuotojen kanssa. Mietittäessä metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamista, jollekin käyttömuodolle varattu alue ei välttämättä rajoitu kuvio- tai tilatasolle. Suunnittelualueella voi olla suojelualueita, virkistyskäyttöön varattuja alueita, maisema- ja riista-alueita sekä talousmetsiä (Heinonen ym. 2004b). Luonteenomaista alue-ekologiselle suunnittelulle on suojelualueiden ja talousmetsien luontoarvojen kokonaistarkastelu ja -suunnittelu (Keto-Tokoi ja Heinonen 2004).

Alue-ekologisessa suunnittelussa selvitetään ja analysoidaan aluksi lähtötilanne (Keto-Tokoi ja Heinonen 2004). Tärkeänä tavoitteena on turvata uhanalaisille ja silmälläpidettäville lajeille sopivien elinympäristöjen riittävyys sekä alueellisessa että ajallisessa mielessä. Olemassa olevaa tietoa lajien elinympäristövaatimuksista hyödynnetään. Metsälajien elinympäristöjen koot vaihtelevat pienelinympäristöistä laajoihin jopa tuhansien hehtaarien metsäalueisiin. Lajien erilaisten vaatimusten vuoksi alue-ekologista suunnittelua voidaan tehdä useissa eri mittakaavoissa, joko maakunnallisella, alueellisella, tila- tai metsikkökuviotasolla. Periaatteena kuitenkin on, että arvokkaita luontotyyppejä suojellaan ja hoidetaan niiden luontaisten rajojen mukaisina kokonai-

suuksina. Suunnittelun tavoitteena on myös säilyttää ja parantaa uhanalaisten lajien leviämismahdollisuuksia huolehtimalla elinympäristöjen kytkeytyneisyydestä.

Metsänhoitotoimenpiteitä pyritään käyttämään monipuolisesti tavoitteita tukevalla tavalla (Keto-Tokoi ja Heinonen 2004). Suunnittelussa voidaan ottaa huomioon esimerkiksi metsien rakenteeseen liittyviä puutteita ja asettaa alueellisesti tavoitteet metsän rakenteen palauttamiseksi luontaisen kaltaiseen tilaan. Erityisesti suuria ja yhtenäisiä metsäalueita pyritään säilyttämään ja kehittämään. Metsähallitus on ollut alue-ekologisen suunnittelun merkittävä kehittäjä ja käyttäjä Suomessa. Alue-ekologisen suunnittelun periaatteita on kuitenkin mahdollista soveltaa minkä tahansa metsäalueen suunnitteluun.

Tarkemmat suunnitelmat eri käyttömuotojen yhteensovittamisesta määritellään retkeilyaluekohtaisissa hoito- ja käyttösuunnitelmissa (Metsähallitus 2002b, Metsähallitus 2004a, b, c, d). Suunnitelmiin on liitetty muun muassa karttoja, joista on nähtävissä palveluvarustukset, reitit, maise-makohteet, metsästysalueet ja arvokkaat luontokohteet. Kukin retkeilyalue on jaettu maankäytön ja metsänhoidon perusteella vyöhykkeisiin Erikseen on varattu alueet virkistykseen ja matkailuun, luonnonsuojeluun sekä talouskäyttöön. Vyöhykejako ohjaa alueen hoitoa. Sen avulla pyritään myös ympäristön kulumisen ja lajiston häiriintymisen minimointiin, palvelurakentamisen ohjaamiseen sekä kävijäryhmien välisten ristiriitojen ehkäisemiseen. Hoito- ja käyttösuunnitelmat tarkistetaan 5-10 vuoden välein (KuntaMETSÖ...2006).

Retkeilyalueiden hoito- ja käyttösuunnitelmia laadittaessa on pyritty ottamaan huomioon paikallisten asukkaiden, muiden alueen käyttäjien, alueella toimivien matkailuyrittäjien ja muiden eri sidosryhmien mielipiteet ja kehitysesitykset osallistavan suunnittelun avulla (mm. Metsähallitus 2002b, Eisto 2003, Metsähallitus 2004a, b, d). Suunnitelmia tehtäessä on järjestetty yleisötilaisuuksia, ja eri sidosryhmiltä on pyydetty suunnitelmiin kommentteja, jotka on otettu huomioon lopullisissa hoito- ja käyttösuunnitelmissa. Myös kävijätutkimuksista ja yrityshaastatteluista saatua tietoa on hyödynnetty suunnitelmia tehtäessä. Suunnittelusta on tiedotettu sanomalehdissä ja alueradiossa. Metsähallitus on laatinut metsäalan ammattilaisille suunnatun osallistavan suunnittelun oppaan, jonka tavoitteena on auttaa kehittämään luonnonvarojen käytön ja hoidon suunnittelua keskustelevampaan ja sidosryhmiä aktivoivampaan suuntaan (Loikkanen ym. 1997, ks. myös Wallenius 2001).

#### **4.1.2 Monitavoitteinen metsänhoito**

Metsätalous on yksi metsän käyttömuodoista retkeilyalueilla (esim. Metsähallitus 2004d). Muut käyttömuodot otetaan kuitenkin huomioon metsätaloutta harjoitettaessa (Metsähallitus 2002b, 2004a, b, c, d). Esimerkiksi hakkuiden määrää voidaan vähentää monimuotoisuuden ja virkistyskäytön vuoksi. Virkistyskäyttöön varatuilla retkeilyalueiden osilla talouskäyttö ei ole yhtä voimakasta kuin varsinaisilla metsätalouskäyttöön varatuilla osilla. Toisaalta talouskäyttöön varattuja osia ei kehitetä intensiivisen virkistyskäytön alueiksi. Poro- ja vuohienhoitoalueella kiinnitetään erityistä huomiota siihen, ettei porotalouden harjoittamista vaikeuteta kohtuuttomasti.

Retkeilyalueiden puusto pyritään säilyttämään elinvoimaisena ja monipuolisena (Metsähallitus 2002b, 2004b, c, d). Lehtipuustoa suositaan ja metsien kehitystä ohjataan useita puulajeja sisältäviksi sekametsiksi. Koivun lisäksi voidaan säästää katajaa, pihlajaa, haapaa, pajuja, raitaa ja leppää. Samalla pyritään säilyttämään ja lisäämään eri-ikäisten metsien ja puiden määrää. Lohopuun määrää voidaan lisätä joko aktiivisesti kaulaamalla puita tai jättämällä tuulenkaatoja met-

siin (Metsähallitus 2004b, d). Retkeilyalueilla ei tehdä uudistusojituksia, voimakasta maanpinnan käsittelyä eikä lannoiteta maaperää (Metsähallitus 2002b, 2004b, c).

Hakkuut pyritään tekemään sellaiseen aikaan ja sellaisin menetelmin, että ne muuttavat maisemaa ja ympäristöä mahdollisimman vähän (Metsähallitus 2002b, 2004c). Siksi uudistamista tehdään luontaisesti silloin, kun siihen on mahdollisuus (Metsähallitus 2002b, 2004b, c, d). Lisäksi voidaan käyttää myös luontaisen uudistamisen ja viljelyn yhdistelmiä. Hakkuut voivat olla siemenpuu-, kaistale-, avo- tai suojuspuuhakkuita (Metsähallitus 2002b). Uudistamisessa pyritään mahdollisimman lähelle luontaisia puulajisuhteita.

Maisemanhoitoon kiinnitetään erityistä huomioita virkistyskäyttöön varatuilla osilla, kuten retkeilyreittien varsilla ja maiseman katseluun tarkoitetuilla paikoilla (esim. Metsähallitus 2002b, 2004a, b, c, d). Virkistyskäytön ja maiseman vuoksi metsissä on ylipitkä kiertoaika. Maisema pyritään pitämään vaihtelevana ja metsät siisteinä polkujen läheisyydessä. Esimerkiksi hakkuutahteet kerätään polttopuiksi.

Kasvatushakkuiden tavoitteena on ohjata puustoa puistomaiseksi ja järeäksi (Metsähallitus 2002b, 2004d). Väljennyshakkuita tehdään uudistuskypsissä tai yli-ikäisissä metsissä (Metsähallitus 2002b). Sekä uudistus-, kasvatus- että väljennyshakkuissa suositaan puuston ryhmittäistä käsittelyä. Hakkuualat pyritään rajaamaan luontevasti puuston ja maaston mukaan (Metsähallitus 2004b). Hakkuuhaittojen minimoimiseksi hakkuut tehdään talvella (Metsähallitus 2004d).

Retkeilyalueilla aarniosat, suojelumetsät ja ojittamattomat suot jäävät lähes kokonaan metsätaloustoiminnan ulkopuolelle (Metsähallitus 2002b, 2004b, c, d). Nämä alueet ovat monimuotoisuuden suojelun kannalta keskeisiä alueita. Kun retkeilyalueen muiden metsien käsittelyä tehdään varovaisesti, alueella olevien aarniosien luontoarvot eivät vaarannu.

#### **4.1.3 Monimuotoisuuden vaaliminen luonnonsuojelualueilla**

Retkeilyalueilla eri käyttömuodot pyritään sovittamaan yhteen niin, että suojeltavat luontotyypit ja lajien elinympäristöt säilyvät (Metsähallitus 2002b, 2004a, b, c, d). Tavoitteena on luonnon monimuotoisuuden säilyminen ja edistäminen. Alueilta on inventoitu luonnonsuojelullisesti arvokkaat luontotyypit sekä lajistoa. Aarnialueilla on vaihtelevasti kuollutta puustoa, uhanalaisia lajeja sekä vanhoja metsiä. Luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen ja lisäämisen ohella aarniosat ovat tärkeitä tutkimuksen, luonto-opetuksen ja matkailun kannalta. Niiden säilyttäminen mahdollisimman luonnontilaisena lisää retkeilyalueen arvoa. Luonnonsuojeluun varatuille osille ei kuitenkaan aktiivisesti ohjata kävijöitä eikä rakenneta reittejä ja palveluvarustusta. Erämaiset osat muodostavat retkeilyalueen luonnonmukaisen retkeily-ympäristön, jossa voi retkeillä oma-omaisesti.

Luonnonsuojelualueiden käyttäminen retkeilyyn on mahdollista, jos se ei vaaranna luonnonsuojelutavoitteiden saavuttamista (Metsähallitus 2002a). Siksi luonnonsuojeluun varatuilla osilla suositaan luonnonläheisiä retkeilymuotoja, kuten patikointia, hiihtämistä, marjastusta, sienestystä, metsästystä ja telttaretkelyä, jotka muuttavat luontoa vain vähän. Vanhoissa luonnonmetsissä tulenteke ja leiriytyminen ovat kiellettyjä. Metsästysmuodoista vain hirvenajo on sallittu alueen haltijan luvalla.

Luonnonsuojelualueilla metsätalouden harjoittaminen on pääsääntöisesti kielletty (Metsähallitus 2002a). Valtion omistamissa suojelumetsissä tehdään vain ennallistamistoimenpiteitä (Heinonen



**Kuva 10.** Suojeltu metsäkohde (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

2006). Koska näitä kohteita ei käsitellä kuten talousmetsiä, niihin voi ajan mittaan kehittyä järeitä ylispuita sekä muodostua järeää lahoppua (Siitonen ja Ollikainen 2006). Siten ne voivat monipuolistaa metsän rakennetta.

#### **4.1.4 Luontoretkeilyn ohjaaminen**

Virkistyskäyttöön varatuilla retkeilyalueiden osilla on mahdollisuus monipuoliseen ulkoiluun (Metsähallitus 2002b, 2004a, b, c, d). Samalla on mahdollista oppia luonnosta ja luonnonvarojen käytöstä, sillä luontokeskuksista ja alueilla olevien luontopolkujen varsilla olevista opastauluista saa perustietoa alueen luonnosta ja historiasta. Retkeilyn kanavoinnilla ja sopivasti sijoitetuilla palveluvarustuksilla voidaan vähentää maaston kulumista. Reittiverkostot suunnitellaan ja rakennetaan siten, että ne kulkevat kiinnostavien kohteiden kautta ottaen huomioon myös luonnonsuojelliset seikat (esim. Metsähallitus 2004d). Reittien kulkukelpoisuus on otettu huomioon sijoittamalla jyrkkiin rinteisiin portaita ja suoalueille pitkospuita. Osa reiteistä sopii myös liikuntaesteisille. Retkeilypolkujen välittömään läheisyyteen on sijoitettu virkistyskäyttöä palvelevia rakenteita, kuten nuotiopaikkoja ja laavuja. Siten ne ovat helposti saavutettavissa. Ratsastus ja



**Kuva 11.** Luontopolkujen opastauluissa kerrotaan alueen luonto- ja kulttuuriarvoista (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

pyöräily pyritään ohjaamaan kestäville reiteille, kuten vanhoille, käytöstä poistetuille metsäteille. Moottorikelkkareittien linjauksessa otetaan huomioon, että kelkkailusta olisi mahdollisimman vähän haittaa luonnolle ja alueen muulle käytölle. Moottorikelkkailua ja muuta moottoriajoneuvon käyttöä rajoitetaan kulutukselle herkillä alueilla. Liikkuminen retkeilyalueilla on periaatteessa vapaata, mutta kävijöitä voidaan kehottaa pysymään reiteillä maaston kulumisen välttämiseksi.

Retkeilyalueiden käyttöä seurataan kävijälaskennan avulla (mm. Metsähallitus 2004b, d). Virkistyskäytön aiheuttamia vaikutuksia seurataan tarkkailemalla alueen luontoa ja kulumista. Liialliseen kulumiseen puututaan ohjaamalla kävijöitä toisille reiteille, jotta vaurioituneet alueet voisivat korjautua (Metsähallitus 2002b, 2004d). Tämän lisäksi kuluneita reittejä voidaan kunnostaa kattamalla niitä joko murskeella tai kivituhkalla.

Sekä ulkomaisissa että kotimaisissa tutkimuksissa on havaittu, että virkistyskäyttö keskittyy tiettyihin retkeilyalueiden osiin (Hammitt ja Cole 1998, Tyrväinen ym. 2001). Suosittuja leiriytymis- ja vaelluspaikkoja ovat usein järvien ja jokien rannat sekä muut maisemapaikat. Myös teiden ja polkujen läheisiä alueita käytetään aktiivisesti (Tyrväinen ym. 2001). Tavallisesti leiriytyjät viettävät runsaasti aikaa lähellä pöytiä, teltoja ja tulentekopaikkoja (Hammitt ja Cole 1998). Olisi erityisen tärkeää pitää nämä alueet siisteinä ja viehättävinä. Jos ne tulevat huonokuntoisiksi, likaisiksi, epämiellyttäväksi ja mutaisiksi, retkeilijät eivät niitä enää käytä, ja tällöin virkistyskäytön vaikutukset leviävät uusille alueille.



**Kuva 12.** Retkeilykäytössä kulunutta metsämaastoa maisemallisesti arvokkaassa niemenkärjessä (kuva: Leena Hamberg).

#### 4.1.5 Metsien hoidon vaikutus marjastukseen ja sienestykseen

Retkeilyalueilla marjojen ja sienten kerääminen on mahdollista jokamiehenoikeudella (mm. Parviainen 2001, Metsähallitus 2002b, 2004c). Marjojen kerääminen onkin yksi vanhimmista metsänkäyttötavoista (Saastamoinen ym. 2000). Suosituimmat kerättävät marjat ovat puolukka, mustikka ja lakka. Marjojen poiminta on erityisesti iäkkäiden harrastus (Pouta ym. 2006).

Metsänhoidolla voidaan vaikuttaa marjojen ja sienten satoon. Metsien säilyminen sekä rakenteellisesti että puustoltaan monimuotoisena mahdollistaa hyvät marjojen ja sienten keruumahdollisuudet (Hyvän metsänhoidon...2006). Koska eri lajeilla on erilaiset kasvupaikkavaatimukset, yhdelle lajille suotuisa metsänhoitotoimenpide voi olla toiselle haitallinen. Avo- ja siemenpuuhakkuut edistävät vadelman ja puolukan kasvuolosuhteita, sillä ne hyötyvät valoisuuden ja lämpötilan noususta. Vadelma runsastuu rehevillä, valoisilla kasvupaikoilla. Se viihtyy aukkopaikoissa ja nuorissa metsissä, mutta vähenee metsän varttuessa. Hakkuiden yhteydessä tehtävä maanmuokkaus tuhoaa varvikoita, ja siksi vain kevyt maanmuokkaus on sopiva paikoilla, joilla halutaan puolukan menestyvän. Myös harvennus lisää valon määrää ja siten myös puolukan saatoisuutta (Lindroos ja Salo 2008).

Mustikkakin hyötyy nuorten metsien hakkuista, mutta uudistushakkuista se ei kestä, sillä silloin olosuhteet muuttuvat liian paahteisiksi (Hyvän metsänhoidon...2006). Maanmuokkaus on mustikalle haitallista. Myös uudistusaloilla tapahtuva heinittyminen ja ruohojen runsastuminen tukahduttavat mustikkaa.

Lakka sietää jossain määrin soiden ojitusta. Puustoisten soiden hakkuut vähentävät sen satoisuutta, sillä sääolot muuttuvat tällöin ääreviksi kun halla, rankkasateet ja tuuli pääsevät vaurioittamaan kukintoja helpommin (Hyvän metsänhoidon...2006). Karpalo on satoisimmillaan puuttomilla nevoilla, joita ei ole ojitettu. Se kärsii ojituksesta ja siitä johtuvasta vedenpinnan laskusta.

Sienisatojen esiintymistä säätelevät mm. metsän ikä, puuston tiheys, puulaji sekä humus- ja sammalkerroksen paksuus (Salo 2008). Avohakkuun jälkeen metsämaan pienilmasto muuttuu ja pohjakerros kuivuu, jolloin kosteampiin olosuhteisiin tottuneet sienet häviävät. Vasta uuden puusukupolven riukuvaiheessa tai nuorena kasvatusmetsässä ilmestyy metsiin rouskuja ja tatteja. Voi- ja nummitatteja ja korvasieniä voi ilmestyä hyvinkin runsaasti metsämaan rikkoutuessa korjuuko-  
neiden jäljiltä tai maanmuokkauksen yhteydessä.

#### **4.1.6 Metsien hoidon vaikutukset riistakantaan**

Metsästyks on yksi virkistyskäyttömuodoista. Metsätalous ja metsien monimuotoisuuden vähene-  
minen ovat kuitenkin vähentäneet riistaeläinten määrää. Metsäkanalinnut ovat kärsineet riistalajeista eniten metsätalouden aiheuttamista muutoksista (Nikula 2005). Metsäkanalintujen kannat ovat laskeneet useita kymmeniä prosentteja viime vuosikymmenten aikana. Metsien käsittelystä aiheutunut elinympäristöjen muuttuminen on ilmeisesti suurin syy kantojen taantumiseen. Esimerkiksi puulajisuhteiden sekä pensas- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden muutokset ovat vähentäneet kantoja. Myös avohakkuiden ja nuorten metsien osuuden lisääntyminen, vanhojen metsien vähentyminen sekä soiden ojittaminen ovat vähentäneet metsäkanalintujen määrää. Samalla pienpedoille sopivien elinympäristöjen määrä on lisääntynyt, minkä vuoksi metsäkanalintujen poikaskuolleisuus on lisääntynyt.

Riistaeläinten elinympäristöjen hoidon olisi keskityttävä yhtä metsikkökuviota laajemmalle alueelle, joskin yksittäisenkin metsikön hoidosta on hyötyä, sillä se johtaa ajan myötä laajempien alueiden muuttumiseen (Nikula 2005). Riistalle tärkeät alueet, kuten metson soidinpaikat, tulvaniityt, pesäluolat ja arvokkaat elinympäristöt olisi merkittävä uusiin metsäsuunnitelmiin (Hyvän metsänhoidon...2006). Arvokkaista elinympäristöistä riistalle sopivia ovat muun muassa rehevät puronvarret ja korpijuotit, vähäpuustoiset suot ja kallioiden lakimetsät, kosteat painanteet ja soistumat, rantametsät ja lehtipuuvaltaiset metsänreunat.

Metsänhoidon tavoitteena riistan suhteen voi olla esimerkiksi sopivien ravinto- ja suojapaikkojen ylläpitäminen (Hyvän metsänhoidon...2006). Suot, soiden laiteet, rehevät korvet ja muut kosteikot ovat kanalintujen poikasille tärkeitä elinympäristöjä, sillä niissä on poikasten kehittymiselle välttämätöntä hyönteisravintoa (Nikula 2005). Kyseiset elinympäristöt pitäisikin jättää kunnostusojitusten ulkopuolelle (Hyvän metsänhoidon...2006). Metsien hoidossa olisi säästettävä pensaskerrosta ja lehtipuuta metsäkanalintujen suojapaikoiksi ja talviravinnoksi. Harvennushakkuut voivat edistää riistan elinmahdollisuuksia, kun aluskasvillisuus rehevöityy ja marjasadot paranevat. Hakkuita ei kuitenkaan saisi tehdä lintujen pesimä- ja poikasaikaan touko-kesäkuussa (Nikula 2005).

Metsolle tyypillinen soidinpaikka on noin 60–70-vuotias tai vanhempi mustikka- tai puolukka-  
tyypin mäntyvaltainen kangasmetsä (Nikula 2005). Metsolle sopivissa metsissä olisi oltava toisaalta riittävästi suojaa, toisaalta sopivasti näkyvyyttä (Lindén 2002). Mäntyjen osuuden olisi oltava vähintään kolmannes puustosta (Nikula 2005). Muita puulajeja tarvitaan sekapuustoksi, jottei soidinpaikka olisi liian avoin. Näkösuojaksi olisi jätettävä myös aluspuustoa, tiheitä puu-

ryhmiä ja pensaita avoimien alueiden reunoille. Alikasvos ei saisi kuitenkaan olla liian tiheä, sillä metso tarvitsee näkyvyyttä noin 50–70 metriä ympäristöönsä (Valkeajärvi ja Ijäs 1986).

Metsolle sopivien alueiden muuttamista olisi vältettävä mahdollisimman paljon (Hyvän metsänhoidon...2006). Metson soidinpaikoilla puuston kiertoajan pidentämistä suositellaan. Jos toimenpiteitä on kuitenkin tehtävä, niiden olisi oltava pienimuotoisia, kuten pienialaisia uudistushakkuita niin, että väliin jää soidinpaikaksi sopivaa aluetta. Metsojen soidinalueet koostuvat usean metson reviiereistä, ja ne ovat kooltaan suuria, jopa yli 300 hehtaarin kokoisia (Helle ym. 1999). Metsäsuunnittelua olisikin tehtävä laajalla alueella, jotta metsokanta voidaan turvata (Hyvän metsänhoidon...2006).

Teeri suosii paikkoja, joissa avoimet alueet ja metsät vaihtelevat (Nikula 2005). Teerelle sopivista metsiköistä on hyvä näkyvyys ympäristöön, mutta liikaa avoimuutta on kuitenkin vältettävä. Metsissä olisi säästettävä koivua sekapuuna tai yksittäisinä puuryhminä, sillä teeren tärkeintä talviravintoa ovat koivun silmut ja urvut.

Riekko ei ole yhtä riippuvainen metsistä kuin muut kanalinnut (Nikula 2005). Sille tyypillisiä elinympäristöjä ovat suot, peltojen laidat ja rannat. Kangasmetsissä riekko viihtyy avohakkuu-aloilla ja nuorissa taimikoissa. Lehtipuiden ja lehtipuuvesakoiden säästäminen sopii riekolle, sillä lehtipuiden versot ja norkot ovat sen talviravintoa.

Pyy on elinympäristönsä suhteen vaativin metsäkanalintu (Nikula 2005). Sille sopivia elinympäristöjä ovat rehevät kuusen ja lehtipuiden muodostamat sekametsät. Rungas pensaskerros, rehevä kenttäkerroksen kasvillisuus ja lepän esiintyminen sekapuuna ovat sille erityisen tärkeitä. Puhtaita lehtimetsiä pyy ei suosi, vaan se tarvitsee suojakseen kuusia. Nuoret, noin 30-vuotiaat tai hieman varttuneemmat harvennusikäiset metsät ovat pyylle sopivia. Se asuttaa myös vanhempia sekametsiä, joissa aukkoosiin on kehittynyt lehtipuuallikasvosta. Pyylle olisi säästettävä riittävän suuria, yli 10 hehtaarin kokoisia yhtenäisiä metsiköitä tai useiden metsiköiden kokonaisuuksia, sillä suurissa metsissä on riittävästi sille sopivia suojapaikkoja ja talviravintoa. Pyy ei ylitä leveitä aukeita alueita, ja siksi yli 100–200 metriä leveitä aukkoja pitäisi välttää.

Retkeilyalueilla metsästys on rajoitettu turvallisuussyistä sille varatuille alueille (Metsähallitus 2002b, 2004a, d). Siten siitä ei ole haittaa retkeilyalueiden muulle virkistyskäytölle. Metsästyksen varattuja alueita voidaan vaihtaa vuosittain (Metsähallitus 2004a). Retkeilyalueilla voi metsästää hirviä, pienriistaa, metsäkana- ja vesilintuja (Metsähallitus 2002b, 2004a, c, d). Karhujen ja susien metsästäminen on mahdollista vain tietyillä alueilla. Riista-alueet on kartoitettu ja merkitty paikkatietojärjestelmään, ja ne otetaan huomioon hoitosuunnitelmia tehtäessä (Metsähallitus 2002b). Riistakantoja ja metson soidinpaikkoja seurataan. Retkeilyalueilla riistanhoito perustuu pääosin riistan elinympäristöt huomioonottavaan metsänkäsittelyyn.



**Kuva 13.** Pienet, maisemaan hyvin rajautuvat uudistusalat ja säästöpuut pehmentävät metsänuudistamisen aiheuttamaa maisemamuutosta (kuva: Erkki Oksanen, Metla).

## 4.2 Muut monimuotoisuutta ylläpitävät metsänhoitomenetelmät

### 4.2.1 Säästöpuiden jättäminen

Säästöpuilla voidaan vaikuttaa myönteisesti sekä monimuotoisuuteen että hyväksyttävän maisemakuvan kehittämiseen. Pienialaisten hakkuiden suosiminen yhdistettynä säästöpuiden ja alikasvoksen jättämiseen pitää yllä monimuotoisuutta paremmin kuin voimakas avohakkuu, jossa kaikki puut poistetaan (ks. Siitonen ja Ollikainen 2006). Tällöin hakkuualalle jää monenikäistä puuta, mikä edistää metsän monimuotoisen rakenteen muodostumista.

Luontainen uudistaminen siemenpuuhakkuuta käyttäen vähentää avohakkuun negatiivisia vaikutuksia maisemaan erityisesti männyn uudistusaloilla (Silvennoinen ym. 2002). Jo pelkkä alikasvoksen jättäminen parantaa hieman hakkuualan maisemaa verrattuna puuttomaan avohakkuu-alaan (Tönnnes ym. 2004). Siemenpuuala on kuitenkin maisemallisesti selvästi parempi kuin ala, jossa on pelkkiä nuoria taimia (Silvennoinen ym. 2002, Tönnnes ym. 2004). Kun säästöpuuta on vähintään kolme kuutiota hehtaarilla, maiseman laatu paranee (Tönnnes ym. 2004). Mitä enemmän säästöpuuta jätetään, sitä enemmän maisema miellyttää ulkoilijoita.

Monimuotoisuuden vuoksi hakkuualalle olisi jätettävä kuollutta säästöpuuta (Siitonen ja Ollikainen 2006). Kuolleet ja huonokuntoiset säästöpuut eivät kuitenkaan miellytä ulkoilijoita (Tönnnes ym. 2004). Huonokuntoisia säästöpuuta ei pitäisi myöskään jättää ulkoilureittien läheisyyteen kaatumisriskin vuoksi. Säästöpuualoille jätettävät kuolleet puut ovat kuitenkin monien lajien elinympäristöjä (Martikainen 2001, Sverdrup-Thygelson ja Ims 2002, Lindhe ja Lindelöw 2004, Jonsell ym. 2004, Junninen ym. 2007). Jo muutaman metrin korkuisiksi jätetyissä pötkelöissä ja kaadetuissa säästöpuissa voi elää runsaasti lajeja (Lindhe ja Lindelöw 2004). Hakkuualojen pötkelöillä elää paahteisiin ja kuiviin olosuhteisiin sopeutuneita, jopa uhanalaisiakin lajeja, joita ai-

emmin on esiintynyt luonnonmetsissä palaneilla tai tuulenkaatoja sisältäneillä avoimilla alueilla (Ahlroth ym. 2004, Siitonen ja Ollikainen 2006). Koska metsäpalojen ja muiden luonnonhäiriöiden vuoksi uudistuneita aloja ei nykyisin juuri ole, säästöpuiden jättäminen on tärkeä toimenpide lahoppulajien elinympäristöjen ylläpitämiseksi (Siitonen ja Ollikainen 2006). Säästöpuita pitäisi jättää nykyistä enemmän muun muassa arvokkaiden elinympäristöjen ja lahoppukeskittymien läheisyyteen niille alueille, joilla elää uhanalaista lahoppulajistoa. Näistä arvokkaista elinympäristöistä vaateliias lajisto voi levitä säästöpuualoille (Siitonen 2005). Lahoppukeskittymän ympärille sijoitetut säästöpuut ja säästöpuuryhmät edistävät paitsi metsien monimuotoisuutta myös maisemanhoidon tavoitteita (Metsähallitus 2002b). Pystyyn kuolleiden puiden ja pökölöiden jättämisen lisäksi suositellaan säästämään sekä varomaan maapuita (Hyvän metsähoidon...2006), sillä huomattava osa lahoista maapuista tuhoutuu metsänuudistamisen ja maanmuokkauksen yhteydessä (Hautala ym. 2004).

Myös eläviä ja hyväkuntoisia säästöpuita olisi jätettävä hakkuualan maisemaa parantamaan. Metsänhoitosuosituksissa suositellaan jätettäväksi vähintään 5–10 elävää säästöpuuta hehtaarille (Hyvän metsähoidon...2006). Elävät säästöpuut voivat kuitenkin haitata männyn uudistumista (Valkonen ym. 2002, Valkonen 2005). Säästöpuiden jättäminen hidastaa taimien pituuskasvua tai saattaa jopa aiheuttaa laajoja aukkoja mäntytaimikoihin. Tämä johtuu siitä, että suuret ja terveet männyt kilpailevat samasta kasvutilasta, ravinteista ja auringonvalosta pienempien taimien kanssa. Tällöin taimet jäävät kilpailussa tappiolle, koska ovat kooltaan pienempiä. Säästöpuiden mäntytaimikoille aiheuttamaa haittaa voi vähentää sillä, että säästöpuiksi jätetään koivuja, haapoja ja heikkokuntoisia mäntyjä (Valkonen 2005). Säästöpuut haittaavat taimien kasvua vähemmän, kun ne jätetään ryhmiin eikä yksittäin pitkin uudistusala (Siitonen 2005). Puita voidaan jättää uudistusalan reunoille tai vaikeasti uudistettaviin ja puiden kasvun kannalta epäsuotuisiin kohtiin, kuten kallioiden laidoille, kivikoille, louhikoille ja soistumille.

Uudistusaloilta ei pitäisi korjata säästöpuita – ei eläviä eikä kuolleita – myöhemmissä hakkuissa (ks. Kurttila ja Hänninen 2006). Tämä siksi, että kuolleet ja kuolevat puut ovat sopivia elinympäristöjä monille uhanalaisille lajeille vasta yli kymmenen vuoden päästä hakkuista, kun puut ovat riittävästi lahonneet (Wikars 2003, Wikars ja Orrmalm 2005, Junninen ym. 2007).

Säästöpuuston taloudellista arvoa on usein arvioitu suoraan kantohintojen avulla (Hänninen 2001). Uudistusaloille jätettävät puut ovat monimuotoisuuden kannalta arvokkaita, mutta niiden taloudellinen arvo ei useinkaan ole kovin merkittävä. Tämä johtuu siitä, että säästöpuiksi jätetyt puulajit eivät yleensä ole taloudellisesti arvokkaita ja siitä että puut ovat usein heikkokuntoisia ja -laatuisia. Säästöpuut voivat myös sijaita kohteissa, joissa hakkuiden tekeminen on hankalaa. Retkeilyalueilla uudistusaloille pyritään jättämään säästöpuita ryhmiin 10–25 m<sup>3</sup>/ha (Metsähallitus 2004b, c, d). Jo taimikkovaiheessa voidaan jättää pienialaisia tulevaisuuden säästöpuuryhmiä käsittelemättä (Metsähallitus 2004a). Metsähallituksen ohjeet säästöpuiden minimiläpimitoista puulajeittain ja alueittain on esitetty Metsätalouden ympäristöoppaassa (Heinonen ym. 2004a).

#### 4.2.2 Rantametsien hoito

Pienvedet ja niihin liittyvät suot ja rantavyöhykkeet ovat luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kohteita (Keto-Tokoi 2004). Pienvesiin kuuluvat pienet, alle 100 hehtaarin kokoiset järvet, lammet, purot, lähteet, fladat ja kluuvit. Pienvesillä ja niihin liittyvillä alueilla on usein huomattava maisema- ja virkistyskäyttöarvo. Pienvesiin rajautuvat alueet ovat luontaisesti metsäisiä (Kuuluvainen ym. 2004c). Niille on ominaista runsas lahoppuusto ja puuston jatkuvasta peitteisyydestä johtuva varjoisa ja suojaista pienilmasto. Luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaim-

pia ovat kosteat ja leveät rannat, joissa on erotettavissa kasvillisuudeltaan erilaisia vyöhykkeitä, kuten rantaniittyjä, pensaikkoja ja lehtimetsää (Keto-Tokoi 2004). Rannoilta onkin löydettävissä monia arvokkaita ja runsaslajisia luontotyyppisiä, kuten tulvaniittyjä, lehtipuuluhtia, reheviä korpia, lehtoja ja lehtimetsää. Rannat ovat tärkeitä elinympäristöjä monille uhanalaisille lajeille (Rassi ym. 2001).

Ojitukset, hakkuut ja vesistöjen perkaukset ovat muuttaneet suuresti rantavyöhykkeiden pintakasvillisuutta, puustoa ja muuta eliöstöä (Keto-Tokoi 2004). Näiden seurauksena rantavyöhykkeet ovat alkaneet muistuttaa kangasmetsiä. Maaperän ja pienilmaston kuivuminen sekä puuston rakenteen yksipuolistuminen ovat myös vähentäneet rantametsien monimuotoisuutta. Siksi vesistöihin liittyvät arvokkaat elinympäristöt, kuten kosteat lehtolaikut, rehevät korvet ja vähäpuusoiset suot ja kalliot, olisi rajattava metsänkäsittelyn ulkopuolelle tai käsiteltävä siten, että niille ominaiset piirteet säilyvät. Keskeisiä tavoitteita rantametsien hoidossa ovat lehtipuiden suosiminen, riittävä varjostus, puuston kerroksellisuus sekä järeiden vanhojen puiden sekä järeiden kuolleiden pysty- ja maapuiden säilyttäminen. Maisemallisesti arvokkaiden metsien käsittelyssä olisi noudatettava erityistä harkintaa.

Rantametsien käsittelysuosituksen (Metsäteho ja Metsätalouden...1999) mukaan vesistön tai pienveden ympärille olisi jätettävä suojavyöhyke vesiensuojelutarkoituksessa siten, että purojen ympärille jäisi 3–5 metrin, lampien, jokien ja järvien ympärille 10–20 metrin ja pienvesien arvokkaiden elinympäristöjen ympärille 10–30 metrin levyinen suojavyöhyke. Hakkuiden aiheuttamat pienilmaston muutokset vaikuttavat kuitenkin pidemmälle kuin aiemmin on oletettu. Esimerkiksi puronvarsikasvilajiston säilymiseksi tarvitaan ainakin noin 25 metrin etäisyydelle hakkuuaukean reunasta ulottuva suojavyöhyke (Selonen ja Kotiaho 2006), ja maapuilla tämän vyöhykkeen pitäisi olla 50 metrin levyinen (Moen ja Jonsson 2003). Riittävän leveän suojavyöhykkeen jättämisestä arvokkaan alueen ympärille olisi huolehdittava, jotta kosteutta ja tasaisia olosuhteita vaativa kasvilajisto ei korvautu avoimen paikan lajistolla (vrt. Selonen ja Kotiaho 2006).

#### **4.2.3 Ennallistaminen monimuotoisuuden turvaamisessa**

##### **Ennallistamisen määritelmä ja tavoite**

Ennallistamisella tarkoitetaan ihmisen vaikutuksesta muuttuneen alueen palauttamista alkuperäiseen luonnontilaan tai kehityksen ohjaamista sellaiseen alkuun, josta elinympäristö vähitellen muuttuu itsestään luonnontilaiseksi (Metsähallitus 2002a). Metsissä ennallistamisen tavoitteena on saavuttaa monipuolinen metsän rakenne (Kuuluvainen ym. 1998, Kneeshaw ja Gauthier 2003). Käytännössä ennallistamisella voidaan tarkoittaa esimerkiksi pienaukkohakkuuta tai lahoppuun tuottamista puita vioittamalla tai kaatamalla (Kuuluvainen 1994, Rouvinen ym. 2002, Metsätalouden kehittämiskeskus...2003). Myös soiden ennallistaminen ja metsien polttaminen ovat menetelmiä, joilla voimakkaasti käsiteltyjä alueita pyritään palauttamaan luonnontilaan.

Ennallistamista tarvitaan monimuotoisuuden suojeluun, sillä palautuminen luonnontilaan on hyvin hidasta (Esseen ym. 1997, Grandström 2001, Kouki ym. 2001, Siitonen 2001, Metsähallitus 2002a, Similä ym. 2002). Lahoppuun muodostuminen voi viedä vuosikymmeniä ja voi kestää jopa 300 vuotta ennen kun monikerroksinen, monen ikäisiä puita sisältävä metsän rakenne ja eriasteisesti lahonneen lahoppuun jatkumo saavutetaan (Linder ym. 1997, Ohlsson ym. 1997, Metsähallitus 2002a). Jos esimerkiksi lahoppu puuttuu metsästä tänä aikana, siitä riippuvaiset lajit voivat hävitä alueelta (Metsähallitus 2002a).

## Soiden ennallistaminen

Soiden ennallistamista tarvitaan, sillä ojitus on muuttanut soittamme ja vähentänyt niiden lajimäärää (Vanha-Majamaa ja Reinikainen 2000, Heikkilä ym. 2002, Joensuu 2004). Vaikka uusia soita ei enää ojiteta metsätalouden tarpeisiin, suolajiston taantuminen jatkuu ilmeisesti edelleen etenkin Etelä-Suomen soilla (Päivänen ja Paavilainen 1998, Vanha-Majamaa ja Reinikainen 2000). Tämä johtuu siitä, että pääosa ojitetuista soista on vasta muuttumassa (Vanha-Majamaa ja Reinikainen 2000). Myös kunnostusojituksia tehdään edelleen, jotta puiden kasvuolosuhteet voitaisiin pitää mahdollisimman hyvinä (ks. Päivänen ja Paavilainen 1998).

Puustoisten soiden ennallistamisen tarkoituksena on palauttaa suolle vesimäärä, mikä siellä oli ennen ojitamista (Heikkilä ym. 2002, Kuuluvainen ym. 2004c). Metsätalouden aiheuttamat muutokset pyritään kumoamaan tukkimalla tai patoamalla ojia kaivinkoneella ja palauttamalla puuston rakennetta luonnollisen kaltaiseksi tai poistamalla puusto kokonaan alun perin puuttomilta soilta (Seppä 1998, Heikkilä ym. 2002). Puustoisten soiden ennallistamisella pystytään myös nopeuttamaan lahoppuun muodostumista (Heikkilä ym. 2002). Ennallistamisen seurauksena suolle voi alkaa palautua vähitellen luonnontilaisen suon kasvillisuus, eläimistö ja maisema (Heikkilä ym. 2002, Vasander ym. 2003, Haapalehto ym. 2006). Palautuminen voi tapahtua kuitenkin hyvin hitaasti (Haapalehto ym. 2006). Aina olisi ennallistettava mahdollisimman nopeasti tuore ojitus, jossa puusto ei ole vielä elpynyt (Metsähallitus 2002a). Tällöin ennallistaminen on halpa ja nopea toimenpide.

Metsäojituksen aiheuttamien suurten muutosten korjaaminen vaatii huolellisuutta sekä ennallistamisen suunnittelussa että toteutuksessa (Haapalehto ym. 2006). On vaikeaa ennallistaa elinympäristöä jollekin tietylle lajille (Heikkilä ym. 2002). Siksi on oltava hyvin varovainen, ettei väärillä tai liian voimakkailla toimenpiteillä hävitetä sitä lajia, jonka elinympäristöä pyritään parantamaan. Lajin elinympäristövaatimukset on tunnettava hyvin. Uhanalaisen lajin elinympäristöjen muutokset tehdään aina Suomen ympäristökeskuksen ja alueellisen ympäristökeskuksen valvonnassa. Soiden ennallistaminen voi myös lisätä ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin (Vasander ym. 2003). Siksi samalla kertaa ei pitäisi ennallistaa suuria alueita (Seppä 1998). Metsähallitus on tehnyt soiden ennallistamista käsittelevän oppaan, josta saa tarkempaa tietoa aiheesta (ks. Heikkilä ym. 2002).

## Kulotus

Metsäpalot ovat aiemmin olleet suuren mittakaavan häiriöitä metsissämme, mutta nykyisin ne ovat harvinaisia tehokkaan palontorjunnan vuoksi (Zackrisson 1977, Esseen ym. 1997). Kulotuksella voidaan nopeasti ja tehokkaasti palauttaa palon jälkeisiä elinympäristöjä vaateliaille lahoppuuta tarvitseville hyönteisille ja kääville (Hyvärinen ym. 2005, Lilja ym. 2005, Toivanen ja Kotiaho 2006a, b, Virkkala ym. 2006). Palon jälkeen metsikköön muodostuu monikerroksinen latvusrakenne (Linder ym. 1997, Ericsson ym. 2005) ja uhanalaisille lajeille arvokasta lahoppuuta (Hyvärinen ym. 2005, 2006, Toivanen ja Kotiaho 2006a, b, Virkkala ym. 2006). Monimuotoisuuden kannalta olisi tärkeää, että metsän polttamista tehtäisiin järeäpuustoisissa, eri puulajeja sisältävissä kohteissa, jolloin vaateliias lahoppulajisto hyötyisi toimenpiteestä eniten (Virkkala ym. 2006). Ennen paloa on syytä kaataa osa isoista ja pienistä puista maapuiksi, jolloin palo leviää helpommin ylös latvuksiin asti (Lilja ym. 2005). Maahan kaadettujen puiden määrällä voidaan säädellä palon voimakkuutta. Osa puustosta voidaan myydä ennallistamisesta koituvien kulujen kattamiseksi (Metsähallitus 2002a). Kulotuslalle voidaan kuitenkin jättää tavanomaista enemmän säästöpuita harvinaisten ja uhanalaisten lajien elinympäristöiksi (ks. Hyvärinen ym. 2005,

2006). Metsähallituksen ohjeiden mukaan kulotusalalle olisi jätettävä vähintään puolet puustosta (Metsähallitus 2002a).

Lahopuun tuottamiseen ja metsien polttamiseen liittyy myös tuholaisriski (Kuuluvainen ym. 2004c). Kuollut puuainees houkuttelee useita kovakuoriaisia, jotka aiheuttavat tuhoa talousmetsissä. Tutkimusten mukaan hyönteistuhoriski on vähäinen lahoppuuta lisättäessä, ainakin jos kulotusalalle jätetään puuta alle sata kuutiota hehtaarille, josta säästöpuiksi jätettyjen osuus on korkeintaan puolet ja jos kirjanpainajia (*Ips typographus*) ei esiinny seudulla tavallista enempää (Eriksson ym. 2006).

Metsätuhoariskin vähentämiseksi on vältettävä tuottamasta suurta määrää kuollutta puuta kerralla ja säilytettävä riittävä varoetäisyys alueille, jonne tuholaiset eivät saa levitä. On myös rajoitettava kuolleen puuaineksen tuottamista kohteisiin, joissa puuston varjostus vähentää kovakuoriaisten parveilua. Puusto on kaadettava tai kaulattava mieluiten loppukesällä, jolloin lajien parveilu-aika on jo päättynyt ja puiden nilakerros osittain kuivunut (Kuuluvainen ym. 2004c). Lahoppuukäsittelyjä pitäisi myös välttää samalla alueella peräkkäisinä vuosina tai tuulenkaatoja aiheuttaneiden myrskyjen jälkeen (Eriksson ym. 2005, 2006).

#### Ennallistaminen edellyttää suunnittelua ja seurantaa

Ennallistaminen edellyttää suunnittelua (Metsähallitus 2002a). Ennen ennallistamista on arvioitava mahdolliset hyödyt ja haitat ja noudatettava varovaisuusperiaatetta, sillä ennallistamista koskevaa tutkimustietoa ei ole vielä riittävästi tarjolla. Kunnolla ei vielä tiedetä, kuinka ennallistaminen vaikuttaa lajeihin. Ennallistaminen ei saa myöskään vaarantaa nykyisiä suojeluarvoja. Pääperiaate on, että ennallistamiseen ei ryhdytä, jos metsä on muutoinkin kehittymässä kohti alkuperäisen kaltaista tai siihen verrattavaa luonnontilaa. Ennallistettaessa metsää kaikki sitä varten tehtävät toimenpiteet kirjataan ylös. Ennallistumisen etenemistä on seurattava, jotta voidaan nähdä, kuinka ennallistaminen on onnistunut (Hokkanen ym. 2005). Seurannan tavoitteena on varmistaa, että kehitys käynnistyy halutulla tavalla. Tarvittaessa voidaan tehdä täydentäviä tai korjaavia toimia (Metsähallitus 2002a). Kun ennallistamista tehdään, olisi tärkeää tiedottaa kävijöille ennallistamisen toteuttamisen syistä ja tehtävistä toimenpiteistä väärinymmärrysten välttämiseksi (Vasander ym. 2003).

Valtion retkeilyalueilla ennallistamistoimenpiteitä tehdään metsissä ja ojitetuilla soilla (Metsähallitus 2002b, 2004a, b, d). Ennallistamista tehdään erillisen ennallistamissuunnitelman perusteella (Metsähallitus 2004a). Retkeilyalueilla on kulotettu metsää, lisätty lahoppuuta ja pyritty palauttamaan soita luonnontilaan (Metsähallitus 2004a, d). Metsien ja soiden ennallistamista seurataan annettujen suositusten mukaan (Heikkilä ym. 2002, Tukia ym. 2003, Metsähallitus 2004a, Hokkanen ym. 2005). Metsähallituksen julkaisemassa oppaassa on selitetty yksityiskohtaisesti, mihin asioihin olisi kiinnitettävä huomiota ennallistamisen jälkeen (ks. Hokkanen ym. 2005). Metsien ennallistamisen jälkeen seurataan muun muassa taimettumista ja lahoppuun kehittymistä. Soilla seurataan vettymistä ja suokasvillisuuden leviämistä ennallistetulle alueelle.

## 5 Kuntien virkistysmetsiä ja valtion retkeilyalueita koskevia tutkimus- ja kehittämistarpeita

Kuntametsiin ja valtion retkeilyalueisiin liittyviä tutkimus- ja kehittämistarpeita kysyttiin kuntien virkistysmetsien sekä valtion retkeilyalueiden metsien hoidosta vastaavilta henkilöiltä sähköpostitse keväällä 2006. Myös Metsäntutkimuslaitoksen keväällä 2006 järjestämässä 'Kuntametsien suunnittelun tiekartta' -hankkeen aloitusseminaarissa jaettiin kyselylomake, jossa seminaariin osallistuneilta henkilöiltä (noin 60 henkilöä) kysyttiin alan tutkimus- ja kehittämistarpeita. Seminaariin osallistui paitsi kunnan metsäasioista vastaavia henkilöitä, myös muita metsäalan toimijoita kuten tutkijoita, ympäristökeskusten, oppilaitosten ja luonnonsuojelujärjestöjen edustajia. Lisäksi tämän kirjallisuuskatsauksen yhteydessä haastateltiin muutamia alan tutkijoita sekä Metsähallituksen asiantuntijoita. Seuraavassa esitellään kyselyiden ja haastattelujen tuloksena saatuja tutkimus- ja kehittämistarpeita.

### 5.1 Kuntien virkistysmetsät

#### 5.1.1 Ekologian ja virkistyskäytön huomioon ottaminen maankäytön suunnittelussa

Ekologian ja virkistyskäytön huomioon ottavassa maankäytön suunnittelussa tulee turvata riittävä ja monimuotoinen viheralueverkosto, joka kestää virkistyskäyttöä, vastaa käyttäjien tarpeisiin ja on lähietäisyydellä käyttäjistä. Maankäytön suunnittelun kehittämiseksi tarvitaan tutkimukseen pohjautuvaa taustatietoa monimuotoisuudesta, ekologisesta kestävydestä ja virkistyskäytöstä.

#### Tutkimustarpeita

- Pirstoutumisen ja virkistyskäytön vaikutukset taajamametsien monimuotoisuuteen
- Arvokkaiden elinympäristöjen, monimuotoisuuden rakennepiirteiden sekä lajiston kartoitusten nykytila ja kehittäminen kunnissa. Lailla suojeltujen taajamametsien määrä, pinta-alat ja suojeluarvot. Taajamametsien ikärakenne, puulajisuhteet, avainbiotoopit ja lahoppuuston määrä suhteessa talousmetsiin.
- Riittävän, monimuotoisen viheralueverkon turvaaminen maankäytön suunnittelussa. Virkistysmetsien sijoittuminen ja saavutettavuus suhteessa asutukseen ja muihin lähivirkistysalueisiin (mm. saaret, kalliot, pellot, niityt). Strategialinjaukset metsien ja muiden viheralueiden määrälle, koolle, sijainnille ja laadulle (metsän eri käyttömuotojen yhteensovittaminen: arvokkaat luontokohteet, ekologinen kestävyys, virkistyskäytön kannalta keskeiset alueet).
- Viheraluehallinnon kustannustehokas tiedonhallinta. Keinoja asiantuntijoiden keskinäiseen, ja asiantuntijoiden ja sidosryhmien väliseen yhteistyöhön kaikilla suunnittelun tasoilla (esim. vaihtoehtojen havainnollistaminen, paikkatietojärjestelmien hyödyntäminen, hyötyanalyysit yms.)
- Tulevaisuuden skenaariot: Miten yhteiskunnassa tapahtuvat muutokset vaikuttavat virkistysalueiden sekä niiden palvelujen tarpeeseen?

#### Kehittämistarpeita

- Ekologisen asiantuntemuksen ja paikkatietojärjestelmien hyödyntäminen maankäytön suunnittelussa. Eri tahojen paikkatietojärjestelmien yhteensovittaminen ja paikkatiedon yhteiskäytön mahdollisuudet kunnan eri yksiköiden kesken. Inventointimenetelmien kehittäminen.
- Virkistysmetsiin paremmin sopivien suunnitteluprosessien kehittäminen: laajojen kokonaisuuksien tarkastelu kuviokohtaisen suunnittelun rinnalla.
- Kaavoituksen ja metsäsuunnittelun yhteistyö: miten voitaisiin kehittää ja yhtenäistää?
- METSO-kriteerien soveltuvuus taajamametsiin

### 5.1.2 Menetelmiä ja työvälineitä monitavoitteiseen, vuorovaikutteiseen virkistysmetsien hoidon suunnitteluun

Sosiaalisten, ekologisten ja taloudellisten tavoitteiden yhteensovittaminen ja vuorovaikutteisten suunnittelumenetelmien käyttö edellyttää talousmetsien suunnittelusta poikkeavien menetelmien ja työvälineiden kehittämistä. Virkistysmetsien suunnitteluun soveltuvaa tutkittua tietoa on puutteellisesti ja vakiintuneita käytäntöjä ei ole syntynyt.

#### Tutkimustarpeita

- Sosiaalisten, ekologisten ja taloudellisten tavoitteiden yhteensovittaminen taajamametsissä ja yhteensovittamiseen mahdollisesti liittyvät ristiriidat.
- Vuorovaikutteisen suunnittelun onnistuneisuus asukas- ja kuntanäkökulmasta katsottuna. Suuren hiljaisen enemmistön näkökulman huomioon ottaminen taajamametsien hoidon suunnittelussa.
- Erilaisten ihmisryhmien taajamametsiin kohdistamat odotukset.
- Aukkaiden metsämaisemamieltymykset: Onko hoidettu metsä maisemallisesti arvokkaampi kuin luonnontilainen, vai päinvastoin? Miksi?
- Erilaisten tiedottamistapojen vaikuttavuus. Miten monimuotoisuuden lisäämiseen tähtäävistä metsänkäsittelymenetelmistä tiedottaminen vaikuttaa käsittelymenetelmien hyväksyttävyyteen?
- Oppimisprosessi vuorovaikutteisessa suunnittelussa. Vaikuttaako (ekologisen ym.) tiedon lisääntyminen erilaisten näkemysten yhteensovittamiseen prosessin aikana?

#### Kehittämistarpeita

- Eri sektorisuunnitelmien nivominen kokonaisuudeksi.
- Vuorovaikutteisen suunnittelun kehittäminen havaittujen puutteiden osalta, työvälineiden kehittäminen eri asiantuntijoiden ja sidosryhmien väliseen yhteistyöhön.

### 5.1.3 Virkistysmetsien optimaaliset metsänhoidon menetelmät

Tutkimustietoa tarvitaan erityisesti virkistysmetsien hoitoon sopivien vaihtoehtoisten metsänkäsittelymenetelmien ja puunkorjuuteknologian kehittämiseksi. Uudistamismenetelmän valinta vaikuttaa ratkaisevasti metsän maisemakuvaan ja ekologisiin oloihin mutta tutkittua tietoa ei ole riittävästi.

#### Tutkimustarpeita

- Monimuotoisuuden kannalta optimaaliset metsänhoidon menetelmät, esim. puulajisuhteet, lahoppuun lisääminen ja metsämaiseman huomioiminen.
- Virkistyskäytön tavoitteiden kannalta optimaaliset metsänhoidon menetelmät ja perusteet niille.
- Eri käyttömuotojen yhteensovittamisen keinot ja menetelmät kunnissa.
- Metsämaiseman käsittelymenetelmät, esimerkiksi metsänreunojen hoito.
- Erilaiset uudistamismenetelmät, niiden hyväksyttävyys ja vaikutukset hakkuumääriin.
- Taimikon ja pienpuuston hoidon menetelmät, esim. pihlajan runsastumisen hillitseminen.
- Kasvatismetsien puulajisuhteet – eri yhdistelmien optimivaihtoehdot.
- Suojapuustorakenteet melu-, pöly- ja näkösuojauksessa.
- Eri hoitomenetelmien kustannukset ja tehokkuus.

#### Kehittämistarpeita

- Hakkuutapojen ja hoitotyökoodien läpikäynti ja kehittäminen taajamametsien tarpeisiin. Yhtenäiset termit kuntien välille.

## 5.1.4 Virkistysmetsien ekonomia

Virkistysmetsien hoito on usein kalliimpaa ja puunmyyntitulot vastaavasti pienemmät kuin taousmetsissä. Erilaisten metsänkäsittelymenetelmien taloudellisia vaikutuksia ei kuitenkaan tunneta tarkkaan. Toisaalta metsät tuottavat ns. aineettomia arvoja (kuten virkistys), joiden rahallista arvoa on vaikeaa mitata. Myös monimuotoisuuden suojelulla on taloudellisia vaikutuksia.

### Tutkimustarpeita

- Monimuotoisuuden huomioon ottamisen aiheuttamat yhteiskunnalliset hyödyt ja kustannukset. Mitä hyötyä tai haittaa monimuotoisuuden suojelusta on?
- Rajoittaako kuntatalous monimuotoisuuden edistämistä?
- METSO – kokeiluista saatujen erilaisten kannustevaihtoehtojen soveltuvuus taajamametsiin.
- Virkistysmetsien taloudellinen merkitys.
- Kuntien päättäjien taloudelliset odotukset virkistys- ja taajamametsien osalta.
- Virkistysmetsien ja erityisesti lähimetsien rahallinen arvo (virkistyskäyttöarvo euroina).
- Hoidettujen tai hoitamattomien metsien läheisyys asunnon valinnassa ja vaikutus asunnon arvoon.
- Metsien mahdollisuudet matkailun kehittämisessä.

## 5.2 Valtion retkeilyalueet

### 5.2.1 Monimuotoisuus ja virkistyskäyttö retkeilyalueilla

Valtion retkeilyalueet ovat valtakunnallisesti merkittäviä virkistysalueita. Keskeisiä tutkimusaiheita ovat retkeilyalueiden ja niitä ympäröivien alueiden merkitys monimuotoisuuden kannalta ja virkistyskäytön ympäristövaikutukset ja tulevaisuuden näkymät.

### Tutkimustarpeita

- Retkeilyalueiden merkitys uhanalaiselle ja vaatelialle metsälajistolle. Lajistokartoitukset valtion retkeilyalueilla.
- Retkeilyalueita ympäröivien metsien merkitys METSO-ohjelman tavoitteiden ja retkeilyalueiden suojeluarvojen vahvistamisen kannalta.
- Lisääntyykö retkeilyalueiden virkistyskäyttö tulevaisuudessa?
- Luonnon kuluminen ja häiriintyminen matkailukäytössä.
- Ruuhkaisuuden ja muiden harrastajien vaikutus elämyksiin.
- Luontomatkailun fyysisten ja henkisten hyvinvointivaikutusten tutkiminen.
- Luonto-opastuksen tuloksellisuuden ja vaikuttavuuden arviointi: kävijöiden asenteet, luonto-opastuksen eri menetelmien vaikuttavuus.
- Luontomatkailun merkitys suhteessa muihin maankäyttömuotoihin.
- Retkeilyalueiden käyttäjien mielipiteet ennallistamisesta. Kyselytutkimus maastokäynnin päätteeksi.

### Kehittämistarpeita

- Alueiden käytön ympäristövaikutusten arvioinnin kehittäminen.
- Luonto-opastuksen menetelmien ja tehokkaiden seuranta- ja arviointimenetelmien kehittäminen.
- Uusien menetelmien kehittäminen retkeilyalueilla vierailevien henkilöiden lukumäärien laskemiseen (satelliitit ym.).
- Äänimaisemien kartoitukseen ja suunnitteluun soveltuvan menetelmän kehittäminen.

## 5.2.2 Metsäsuunnittelu ja metsänhoito retkeilyalueilla

Retkeilyalueiden metsäsuunnittelu ja hoito poikkeavat perinteisestä talousmetsien hoidosta. Keskeisiä ovat eri käyttömuotojen yhteensovittaminen ja vaihtoehtoisten käsittelymenetelmien käyttö. Tutkimusta tarvitaan sen selvittämiseksi, miten metsäsuunnittelu- ja hoitomenetelmät soveltuvat eri käyttömuotojen tarpeisiin ja miten retkeilyalueiden käyttäjät suhtautuvat niihin.

### Tutkimustarpeita

- Metsäsuunnittelun ja metsänhoidon onnistuneisuus alueiden käyttäjien mielestä.
- Kuivien mäntykankaiden käsittelyn erityiskysymykset retkeilyalueilla: harvennuk-  
sen vahvuus, harvennuskerrat.
- Itseharvenemisen käyttö retkeilyalueiden metsänhoidossa. Nuorten metsien jättämi-  
nen kehittymään itseksensä. Aiheuttaako itseharvenemisen toteuttaminen ristiriitaa  
maisemanäkökohtien kanssa?
- Eri käyttömuotojen yhteensovittaminen ottaen huomioon kaikki alueelliset käyttö  
muodot.
- Ovatko hakkuut ja maiseman virkistysarvot ristiriidassa? Voidaanko metsien käsit-  
telyllä lisätä maisema-arvoja?

## 5.2.3 Retkeilyalueiden virkistyskäytön aluetaloudelliset vaikutukset

Keskeistä retkeilyalueiden kannalta on selvittää luontomatkailun merkitys, kysyntään vaikuttavat tekijät ja tutkia luontomatkailua yritysmuotona.

### Tutkimustarpeita

- Yhteiskunnan panostusten ja investointien kannattavuus.
- Luontomatkailuyrittämisen todellisuus – pienyrittäjän arki (hinnoittelu, kustannus-  
rakenne – työvoimaintensiivistä yrittämistä, tuotteistaminen, taloudelliset analyysit,  
toteutettavuustutkimus yrittämisen edellytyksistä). Metsähallituksen sopimuskäy-  
tännöt yrittäjien kannalta: Miten yrittäjät käytännössä tukeutuvat yritystoiminnas-  
saan retkeilyalueisiin ja miten he kokevat yhteistyön Metsähallituksen kanssa?  
Miten yhteistyötä voidaan parantaa?
- Luonnon ja paikallisen kulttuurin merkitys matkailun vetovoimatekijänä: markki-  
nointisegmentit ja niiden väliset erot, markkinoinnin tehokkuus.
- Energian hinnannousun ja ilmastomuutoksen vaikutukset matkustamisvalmiuteen ja  
sitä kautta luontomatkailuun.

## Kirjallisuus

- Ahloth, P., Lehesvirta, T. & Kostamo, J. 2004. Säästöpuut, lahopuu ja lehtipuu. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpa-kivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 271-283.
- Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natu-  
ral disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9: 593–602.
- Arnberger, A. 2006. Recreational use of forests: an inter area comparison. *Urban Forestry & Urban Green-  
ing* 4: 135–144.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively  
logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72: 355–362.
- Bannerman, S. 1998. Biodiversity and interior habitats: The need to minimize edge effects. B. C. Ministry  
of Forest Research Program, Victoria, B. C. Extension note 21: 1–8.

- Bayfield, N.G. & Bathe, G.M. 1982. Experimental closure of footpaths in a woodland national nature reserve in Scotland. *Biological Conservation* 22: 229–237.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G. 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99: 347–360.
- , Freer-Smith, P. & Taylor, G. 2000. Effective tree species for local air-quality management. *Journal of Arboriculture* 26: 12–19.
- Biström, O., Kaila, L. & Kullberg, J. 2000. Herttoniemen kartanopuiston lahopuiden kovakuoriaisista (Coleoptera). *Sahlbergia* 5: 14–20.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717–738.
- Brunson, M.W. & Reiter, D.K. 1996. Effects of ecological information on judgments about scenic impacts of timber harvest. *Journal of Environmental Management* 46: 31–41.
- Chen, J., Franklin, J.F. & Spies, T.A. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63: 219–237.
- , Franklin, J.F. & Spies, T.A. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5: 74–86.
- Colding, J., Elmquist, T., Lundberg, J., Ahrné, K., Andersson, E., Barthel, S., Borgström, S., Duit, A., Ernstsson, H. & Tengö, M. 2003. The Stockholm Urban Assessment (SUA-Sweden). Millennium Ecosystem Assessment Sub-Global Summary Report, Stockholm. 28 s.
- Cole, D.N. 1995a. Experimental trampling of vegetation. I. Relationship between trampling intensity and vegetation response. *Journal of Applied Ecology* 32: 203–214.
- , 1995b. Experimental trampling of vegetation. II. Predictors of resistance and resilience. *Journal of Applied Ecology* 32: 215–224.
- Daniels, S.E. & Walker, G.B. 1996. Collaborative learning: improving public deliberation in ecosystem-based management. *Environmental Impact Assessment Review* 16: 71–102.
- Denys, C. & Schmidt, H. 1998. Insect communities on experimental mugwort (*Artemisia vulgaris*) plots along an urban gradient. *Oecologia* 113: 269–277.
- Didham, R.K. & Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17–30.
- Draaijers, G.P.J., Van Ek, R. & Bleuten, W. 1994. Atmospheric deposition in complex forest landscapes. *Boundary-Layer Meteorology* 69: 343–366.
- Eisto, I. 2003. Ruunaan retkeilyalueen kävijät ja paikallistaloudelliset vaikutukset. Metsähallituksen luonnonsojelu julkaisuja. Sarja A 143: 1–75.
- 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.
- Eriksson, M., Pouttu, A. & Roininen, H. 2005. The influence of windthrow area and timber characteristics on colonization of wind-felled spruces by *Ips typographus* (L.). *Forest Ecology and Management* 216: 105–116.
- , Lilja, S. & Roininen, H. 2006. Dead wood creation and restoration burning: Implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. *Forest Ecology and Management* 231: 205–213.
- Erkkonen, J. 2000. Evon ja Syötteen alueen kävijät 1998. Metsähallituksen luonnonsojelu julkaisuja. Sarja A 115: 1–54.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- Florgård, C. 2000. Long-term changes in indigenous vegetation preserved in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 52: 101–116.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94: 89–103.
- Godefroid, S. 2001. Temporal analysis of the Bryssels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning* 52: 203–224.
- , Koedam, N. 2003. How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the wood-

- land flora in an urban context. *Global Ecology & Biogeography* 12: 287–298.
- Grandström, A. 2001. Fire management for biodiversity in the European boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 62–69.
- Guirado, M., Pino, J. & Rodà, F. 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography* 15: 50–62.
- Gundersen, V., Frivold, L.H., Löfström, I., Jørgensen, B.B., Falck, J. & Øyen, B.-H. 2005. Urban woodland management – The case of 13 major Nordic cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 3: 189–202.
- Haapalehto, T., Kotiaho, J.S. & Kuitunen, M. 2006. Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutukset suokasvillisuuteen Seitsemisen kansallispuistossa. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 156: 1–45.
- Haider, W., Anderson, C., Berdmore, B. & Anderson, D.A. 2004. Recreational trail use of residents in Jasper National Park, Canada. Julkaisussa: Sievänen, T., Erkkonen, J., Jokimäki, J., Saarinen, J., Tuulentie, S. & Virtanen, E. (toim.). Policies, methods and tools for visitor management - Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas, June 16-20, 2004, Rovaniemi, Finland. Working Papers of Finnish Forest Research Institute 2: 85–92.
- Hamberg, L. 2001. Tuoreiden ja kuivahkojen kankaiden kulutuskestävyys pääkaupunkiseudun taajamametsissä. Pro gradu-tutkielma. Joensuun yliopisto, Biologian laitos. 58 s. + liitteet.
- , Lehvävirta, S. & Kotze, D.J. 2009. Forest edge structure as a shaping factor of understorey vegetation in urban forests in Finland. *Forest Ecology and Management* 257: 712–722.
- , Lehvävirta, S., Malmivaara-Lämsä, M., Rita, H. & Kotze, D.J. 2008. The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. *Applied Vegetation Science* 11: 83–98.
- Hammitt, W.E. & Cole, D.N. 1998. *Wildland recreation, ecology and management*. John Wiley & Sons, Inc., USA. 361 s.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554.
- Heikkilä, H., Lindholm, T. & Jaakkola, S. 2002. Soiden ennallistamisopas. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B* 66: 1–123.
- Heikkinen, R.K. 2002. Complementarity and other key criteria in the conservation of herb-rich forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 11: 1939–1958.
- Heinonen, P. 2006. Metsähallituksen talousmetsien luontokohteet ja säästöpuusto. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). *Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti*. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 70–71.
- , Karjalainen, H., Kaukonen, M & Kuokkanen, P. (toim.) 2004a. *Metsätalouden ympäristöopas*. Metsähallitus, Helsinki. 159 s.
- , Karvonen, L., Leinonen, J. & Laamanen, R. 2004b. Valtion metsien alueellinen luonnonvarasuunnittelu ja alue-ekologinen suunnittelu. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 247–253.
- Helle, P., Lindén, H., Aarnio, M. & Timonen, K. 1999. Metso ja metsien käsittely. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 20: 1–25.
- Heywood, V.H. & Baste, I. 1995. Introduction. Julkaisussa: Heywood, V.H. (toim.). *Global biodiversity assessment*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge. s. 1-19.
- Hiltunen, V. 2005. Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelu - yhteistyöllä suuntaviivat maankäytölle. Päätäjien 19. metsäakatemia. Kainuu 11.-13.5.2005. Esitelmämoniste. 6 s.
- , Kangas, J. & Pykäläinen, J. 2008. Voting methods in strategic forest planning – experiences from Metsähallitus. *Forest Policy and Economics* 10: 117–127.
- Hokkanen, M., Aapala, K. & Alanen, A. (toim.) 2005. Ennallistamisen ja luonnonhoidon seurantasuunni-

- telma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 76: 1–85.
- Hoogesteger, M. & Havas, P. 1976. Luonnon kulutuskestävyydestä ja virkistyskäytön kanavoinnista Pohjois-Suomeen suunnitellussa kansallispuistossa. *Terra* 88: 31–34.
- Horne, P. 2002. Ulkoilijoille tärkeät metsäluonnon ominaisuudet. Julkaisussa: Lyytikäinen, S. (toim.). Luonnon monimuotoisuus, maisema ja virkistysarvot ulkoilumetsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 846: 31–38.
- , Ovaskainen, V. 2001. Luonnon monimuotoisuuden suojeleminen virkistysalueilla kävijöiden näkökulmasta. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä, metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 223–226.
- , Boxall, P.C. & Adamowicz, W.L. 2005. Multiple-use management of forest recreation sites: a spatially explicit choice experiment. *Forest Ecology and Management* 207: 189–199.
- Huovila, P. 1984. Vantaan metsien väheneminen. Kuntasuunnitteluviraston julkaisu C 21. 302 s. + liitteet.
- Hynynen, J., Valkonen, S. & Rantala, S. (toim.) 2005a. Tuottava metsänkasvatus. Metsäntutkimuslaitos & Metsäkustannus Oy, Hämeenlinna. 221 s.
- , Ahtikoski, A., Siitonen, J., Sievänen, R. & Liski, J. 2005b. Applying the MOTTI simulator to analyse the effects of alternative management schedules on timber and non-timber production. *Forest Ecology and Management* 207: 5–18. [ks. myös <http://www.metla.fi/metinfo/motti/>]
- Hytönen, L. & Kangas, J. 2001. Osallistavan ja vuorovaikutteisen suunnittelun soveltaminen eri omistajaryhmien metsissä. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 296–301.
- Hytönen, L.A., Leskinen, P. & Store, R. 2002. A spatial approach to participatory planning in forestry decision making. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 62–71.
- Hyvän metsänhoidon suositukset 2006. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 59 s.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. Fire and tree retention in conservation of red-listed and rare dead-wood dependent beetles in boreal forests. *Conservation Biology* 20(6): 1710–1719.
- , Kouki, J., Martikainen, P. & Lappalainen H. 2005. Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 212: 315–332.
- Häggman, B. 2007. Taajamien metsät virkistävät – uudistettu hoitoluokitus käyttöön. *Viherympäristö* 1: 27–28.
- Hänninen, H. 2001. Luontokohteet ja säästöpuusto talousmetsien hakkuissa – seurantatulokset vuosilta 1996–99. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä – Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 81–95.
- Högmänder, J. & Leivo, A. 2004. General principles for sustainable nature tourism in protected areas administered by Metsähallitus. Julkaisussa: Sievänen, T., Erkkonen, J., Jokimäki, J., Saarinen, J., Tuulentie, S. & Virtanen, E. (toim.). Policies, methods and tools for visitor management – Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas, June 16–20, 2004, Rovaniemi, Finland. Working Papers of Finnish Forest Research Institute 2: 345–347.
- Joensuu, S. 2004. Suot. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätöksissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 285–292.
- Johansson, J. 2003. Teijon retkeilyalueen kävijätutkimus 2003. Metsähallitus. 62 s + liite. Julkaisematon.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749–764.
- , Nittérus, K. & Stighäll, K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* 118: 163–173.
- Jonsson, B.G. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forests. *Journal of Vegetation Science* 11: 51–56.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bosted, G., Dalhberg, A., Ehnström, B., Nordén, B. & Stokland, J.N. 2006. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biological Conservation* 127: 443–462.

- Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspot for polypores (Basidiomycota)? *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 32–40.
- , Penttilä, R. & Martikainen, P. 2007. Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. *Biodiversity and Conservation* 16(2): 475–490.
- Jämbäck, J. 1996. Tarkastelukulmia matkailun ekologiseen kantokykyyn: luonnon kulutuskestävyys ja kuluminen. Julkaisussa: Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim.). Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619: 143–163.
- Kangas, J. 2001. Monitavoitteinen metsäsunnittelu: mitä ja miksi. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 256–263.
- , Store, R. & Kangas, A. 2005. Socioecological landscape planning approach and multicriteria acceptability analysis in multiple-purpose forest management. *Forest Policy and Economics* 7: 603–614.
- Kangas, A., Kangas, J. & Kurttila, M. 2008. Decision support for forest management. *Managing Forest Ecosystems*. Springer, USA. 222 s.
- Karjalainen, E. 1996. Scenic preferences concerning clear-fell areas in Finland. *Landscape Research* 21: 159–173.
- 2000. Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla. Julkaisussa: Saarinen, J. & Raivo, P. J. (toim.). Metsä, harju ja järvi: näkökulmia suomalaiseen maisematutkimukseen ja –suunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 776: 123–136.
- 2002a. Ulkoilijoiden metsämaiseman arvostukset. Julkaisussa: Lyytikäinen, S. (toim.). Luonnon monimuotoisuus, maisema ja virkistysarvot ulkoilumetsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 846: 23–30.
- 2002b. Ulkoilumetsän kokeminen ja merkitykset. Julkaisussa: Lyytikäinen, S. (toim.). Luonnon monimuotoisuus, maisema ja virkistysarvot ulkoilumetsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 846: 11–22.
- 2006. The visual preferences for forest regeneration and field afforestation – four case studies in Finland. Väitöskirja. Yliopistopaino, Helsinki. *Dissertationes Forestales* 31: 1–111 + 4 artikkelia.
- & Komulainen, M. 1999. The visual effect of felling on small- and medium-scale landscapes in north-eastern Finland. *Journal of Environmental Management* 55: 167–181.
- & Sievänen, T. 2001. Virkistysympäristön laatu. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 90–94.
- Keirle, I. & Stephens, M. 2004. Do walkers stay on footpaths? An observational study of Cwm Idwal in the Snowdonia National Park. Julkaisussa: Sievänen, T., Erkkonen, J., Jokimäki, J., Saarinen, J., Tuulentie, S. & Virtanen, E. (toim.). Policies, methods and tools for visitor management – Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas, June 16-20, 2004, Rovaniemi, Finland. Working Papers of Finnish Forest Research Institute 2: 145–150.
- Kellomäki, S. & Saastamoinen, V.-L. 1975. Trampling tolerance of forest vegetation. *Acta Forestalia Fennica* 147: 1–22.
- 1977. Polut ulkoilun kanavoinnissa. *Silva Fennica* 11: 263–268.
- Keto-Tokoi, P. 2004. Pienvedet ja rantametsät. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 292–305.
- & Heinonen, P. 2004. Metsäsunnittelun haasteet: monitavoitteisuus ja alue-ekologinen näkökulma. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 234–241.
- Kinniburgh, D.G. & Trafford, J.M. 1996. Unsaturated zone pore water chemistry and the edge effect in a beech forest in southern England. *Water, Air and Soil Pollution* 92: 421–450.
- Kneeshaw, D. & Gauthier, S. 2003. Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environmental Review* 11: 1–16.

- Koivula, M.J. & Vermeulen, H.J.W. 2005. Highways and forest fragmentation – effects on carabid beetles (Coleoptera, carabidae). *Landscape Ecology* 20: 911–926.
- Koivula, M., Kukkonen, J. & Niemelä, J. 2002. Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. *Biodiversity and Conservation* 11: 1269–1288.
- Koljonen, K. 2003. Vuorovaikutteinen viheraluesuunnittelu Helsingissä: asukkaiden metsäekologian tuntemus ja mielipiteet kaupunkimetsien hoidosta. Pro gradu-työ. Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos. 42 s + liitteet.
- Komulainen, M. 1995. Taajamametsien hoito. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Jyväskylä. 180 s.
- Kopperoinen, L. & Shemeikka, P. 2001. Virkistysmahdollisuudet Suomessa. Julkaisussa Sievänen, T. (toim.). Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802: 152–178.
- Korpela, K. 2001. Luonnonympäristöjen elvyttävät vaikutukset. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 169–175.
- Koskela, H. 1999. Fear, control and space. Geographics of gender, fear of violence and video surveillance. Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja A 137. Helsinki.
- Kostamo, J., Lehesvirta, T. & Ahlroth, P. 2004. Talousmetsien arvokkaat elinympäristöt. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 262–271.
- Kouki, J. 1994: Biodiversity in the Fennoscandian boreal forests: natural variation and its management. *Annales Zoologici Fennici* 31: 3–4.
- , Arnold, K. & Martikainen, P. 2004. Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *Journal for Nature Conservation* 12: 41–52.
- , Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 27–37.
- KuntaMETSO-työryhmän muistio 21.12.2006. [Verkkojulkaisu] [http://wwwb.mmm.fi/metso/ASIAKIRJAT/KuntaMETSO\\_tyoryhman\\_muistio\\_21122006.pdf](http://wwwb.mmm.fi/metso/ASIAKIRJAT/KuntaMETSO_tyoryhman_muistio_21122006.pdf)
- Kurttila, M. & Hänninen, H. 2006. Metsänomistajien tiedot monimuotoisuudesta ja säästöpuista. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 224–228.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. Julkaisussa: Kouki, J. (toim.). Biodiversity in the Fennoscandian boreal forests: natural variation and its management. *Annales Zoologici Fennici* 31: 35–51.
- , Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in north-eastern Europe. *Journal of Vegetation Science* 9: 563–574.
- , Wallenius, T. & Pennanen, J. 2004a. Metsän luontainen rakenne, dynamiikka ja monimuotoisuus. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 48–75.
- , Jäppinen, J.-P., Kivimaa, T., Rassi, P., Salpakivi-Salomaa, P. & Siitonen, J. 2004b. Ihmisen vaikutus Suomen metsiin. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 113–141.
- , Mönkkönen, M., Keto-Tokoi, P., Kuusinen, M., Aapala K. & Tukka H. 2004c. Metsien monimuotoisuuden turvaamisen perusteet. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 142–191.
- Kuusinen, M. 1994a. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. *Annales Botanici Fennici* 31: 77–92.
- 1994b. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of

- southern and middle boreal Finland. *Annales Botanici Fennici* 31: 245–260.
- 1996. Epiphytic flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist* 28: 443–463.
- & Virkkala, R. 2004. Luonnonsuojelulakiin perustuva metsien suojelu. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 195–209.
- Laki metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta 263/1991. FINLEX ®. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/1991/19910263> [Viitattu 21.12.2006].
- LaPage, W. 1967. Some observations on campground trampling and cover response. U.S. Forest Service Research Paper NE-68: 1–11.
- Laukkanen, S., Palander, T. & Kangas, J. 2004. Applying voting theory in participatory decision support for sustainable timber-harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1511–1524.
- Lehvävirta, S. 1999. Structural elements as barriers against wear in urban woodlands. *Urban Ecosystems* 3: 45–56.
- & Rita, H. 2002. Natural regeneration of trees in urban woodlands. *Journal of Vegetation Science* 13: 57–66.
- , Rita, H. & Koivula, M. 2004. Barriers against wear affect the spatial distribution of tree saplings in urban woodlands. *Urban Forestry and Urban Greening* 3: 3–17.
- Leskinen, L. A. & Raitio, K. 2006. Monikäyttöindeksi alueellisen metsäsuunnittelun ja tukien suuntaamisen apuvälineeksi. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/06: 315–319.
- Liddle, M. 1997. *Recreation ecology: the ecological impact of outdoor recreation ecotourism*. Chapman & Hall, Lontoo. 639 s.
- Lilja, S. 1999. Metsien pirstoutumisesta aiheutuvan reunavaikutuksen laajuus vanhan tuoreen kangasmetsän kasvillisuuden rakenteessa. Pro gradu. Oulun yliopisto, Biologian laitos. Oulu. 45 s + liitteet.
- 2006. Ecological restoration of forests in Fennoscandia: defining reference stand structures and immediate effects of restoration. Väitöskirja. Metsäekologian laitos, Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta, Helsingin yliopisto. *Dissertationes Forestales* 18: 1–51 + 4 artikkelia.
- & Kuuluvainen, T. 2005. Structure of old *Pinus sylvestris* dominated forest stands along a geographic and human impact gradient in mid-boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 39: 407–428.
- , de Chantal, M., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. 2005. Restoring natural characteristics in boreal Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) stands with partial cutting, deadwood creation and fire: immediate treatment effects. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 68–78.
- Lindén, H. 2002. Metson elinympäristöt kolmella eri mittakaavalla. *Suomen Riista* 48: 34–45.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation* 85: 9–19.
- , Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98: 17–33.
- Lindhagen, A. & Hörnsten, L. 2000. Forest recreation in 1977 and 1997 in Sweden: changes in public preferences and behaviour. *Forestry* 73: 143–153.
- Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1–20.
- Lindroos, M. & Salo, K. 2008. Marjatkin ovat osa metsätaloutta. *Metsäntutkimus* 2008(2): 16–19.
- Loikkanen, T., Simojoki, T. & Wallenius, P. 1997. Osallistavan suunnittelun opas luonnonvara-ammattilaisille. *Metsähallitus*, Vantaa. 96 s.
- Luonnonsuojelulaki 1096/1996. FINLEX ®. <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961096>. [Viitattu 21.12.2006]
- Lyytikäinen, S., Horne, P. & Ovaskainen, V. 2002a. Ulkoiluympäristöön liittyvät asenteet ja asenteiden mukaiset kävijätyypit. Julkaisussa: Lyytikäinen, S. (toim.). *Luonnon monimuotoisuus, maisema ja virkistysarvot ulkoilumetsien hoidossa*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 846: 39–49.
- , Horne, P., Ovaskainen, V. & Karjalainen, E. 2002b. Yhteenveto ja johtopäätökset. Julkaisussa: Lyytikäi-

- nen, S. (toim.). Luonnon monimuotoisuus, maisema ja virkistysarvot ulkoilmumetsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 846: 50–58.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1991. The structure of advanced virgin forests in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6: 527–537.
- Löfström, I. (toim.) 1987a. Taajamametsien hoito. *Folia Forestalia* 693: 1–53.
- 1987b. Metsä liikenteen hiukkasmaisten epäpuhtauksien sitojana. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 3: 1–94.
- 1990. Kaupunkien ja kuntien metsien hoito. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston selvitys no. 87: 1–118.
- 1996. Virkistyskäytössä kuluneiden metsien kunnostaminen. Julkaisussa: Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim.). Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619: 165–181.
- 2001a. Taajamametsät suunnittelun kohteena. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 260–261.
- 2001b. Virkistyskäytössä kuluneiden metsien kunnostaminen. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 353–354.
- 2005. Hyötyanalyysistä hyviä kokemuksia Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelussa. *Metsäntutkimus* 3: 30–31.
- 2006. Kunta-METSO-kyselyn tulokset valmistumassa. *Metsonlehtiä* 4. Maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö. 4 s.
- & Paakkunainen-Taylor, P. 2000. Kuluneista virkistysalueita kannattaa kunnostaa. *Viherympäristö* 4: 22–24.
- , Mikkola, N. & Tenhola, T. 2006. Kuntien virkistys- ja ulkoilmumetsät. Julkaisussa: Monimuotoisuuden turvaaminen kuntien virkistys- ja ulkoilmumetsissä ja valtion retkeilyalueilla. KuntaMETSO-työryhmän muistio 21.12.2006. [http://wwwb.mmm.fi/metso/ASIAKIRJAT/KuntaMETSO\\_tyoryhman\\_muistio\\_21122006.pdf](http://wwwb.mmm.fi/metso/ASIAKIRJAT/KuntaMETSO_tyoryhman_muistio_21122006.pdf)
- , Mikkola, N. & Tenhola, T. 2007. Kuntien virkistys- ja ulkoilmumetsät. Julkaisussa: Syrjänen, K., Horne, P., Koskela, T. & Kumela, H. (toim.). METSON seuranta ja arviointi – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman seurannan ja arvioinnin loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 234–239.
- , Kurttila, M., Mikkola, N., Pykäläinen, J. & Tikkanen, J. 2008a. Multifunctional planning of municipally owned urban forests in Finland. Julkaisussa: Sipilä, M., Tyrväinen, L. & Virtanen, E. (toim.). Forest Recreation & Tourism Serving Urbanized Societies. Joint Final Conference of Forest for Recreation and Tourism (COST E33) and 11th European Forum on Urban Forestry (EFUF) 28.-31.5.2008, Hämeenlinna, Finland. Abstracts. Finnish Forest Research Institute, Hansaprint Oy, Vantaa. s. 25.
- , Mikkola, N., Kurttila, M., Leskinen, P., Hujala, T., Jauhainen, S. & Räsänen, J. 2008b. Puijon metsäalueen hoidon ja käytön vuorovaikutteinen suunnittelu. Kuopion kaupunki. 27 s.
- Maa- ja metsätalousministeriön päätös metsälain soveltamisesta 224/1997. FINLEX ®. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/1997/19970224>. [Viitattu 21.12.2006]
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 132/1999. FINLEX ®. <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1999/19990132> [Viitattu 21.12.2006]
- Maasilta, M. 1988. Lahden metsien väheneminen ja pirstoutuminen sekä pirstoutuneiden metsiköiden ekologinen tila. Pro gradu-työ. Helsingin yliopisto, ympäristönsuojelun laitos. 140 s. + liite.
- Mackin-Rogalska, R., Pinowski, J., Solon, J. & Wójcik, Z. 1988. Changes in vegetation, avifauna, and small mammals in a sub-urban habitat. *Polish Ecological Studies* 14: 293–330.
- Maene, S. 2005. Dead wood in urban forests in Helsinki, Finland. The Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences, University of Helsinki, Finland and the Department of Zoology, Ecology and Plant Science, Faculty of Science, University College Cork, Ireland. 45 s.
- Malmivaara, M., Löfström, I. & Vanha-Majamaa, I. 2002. Anthropogenic effects of understory vegetation in Myrtillus type urban forests in southern Finland. *Silva Fennica* 36: 367–381.

- Malmivaara-Lämsä, M. & Fritze, H. 2003. Effects of wear and above ground forest site type characteristics on the soil microbial community structure in an urban setting. *Plant and Soil* 256: 186–203.
- , Hamberg, L., Löfström, I., Vanha-Majamaa, I. & Niemelä, J. 2008a. Trampling tolerance of understorey vegetation in different hemiboreal urban forest site types in Finland. *Urban Ecosystems* 11: 1–16.
- , Hamberg, L., Haapamäki, E., Liski, J., Kotze, D.J., Lehvävirta, S. & Fritze, H. 2008b. Edge effects and trampling in boreal urban forest fragments - impacts on the soil microbial community. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 1612–1621.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clear-cut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52: 883–890.
- McPherson, E.G., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C. Grant, R. & Rowntree, R. 1997. Quantifying urban forest structure, function and value: The Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosystems* 1: 49–61.
- Metsäasetus 1200/1996. FINLEX ®. <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961200>. [Viitattu 21.12.2006]
- Metsähallitus 2001a. Hossan kävijätutkimus 2001. 20 s. Julkaisematon.
- 2001b. Kylmäluoman kävijätutkimus 2001. 11 s. Julkaisematon.
- 2002a. Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet, Metsähallituksen luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. Metsähallitus, luonnonsuojelu. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja B 63: 1–47.
- 2002b. Ruunaan retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 67: 1–85.
- 2004a. Evon retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 71: 1–58.
- 2004b. Iso-Syötteen retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 72: 1–44.
- 2004c. Kylmäluoman retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 73: 1–61.
- 2004d. Teijon retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 74: 1–57.
- Metsälaki 1093/1996. FINLEX ®. <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961093>. [Viitattu 24.11.2006].
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio & Maailman luonnonsäätiön (WWF) Suomen rahasto 2003. Selviytysraportti metsälain 6 §:n mukaisesta hakkuusta erityiskohteilla.
- Metsäteho & Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 1999. Rantametsien käsittelysuositus. Esite.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2005. Metsätutkimuslaitos, Vammala. 424 s.
- Miettinen, A. & Horne, P. 1999. Nuuksion ulkoilualueiden kävijätutkimus 1998. Helsingin kaupungin rakennusviraston viherosasto ja liikuntavirasto, Helsinki. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisuja 2/99: 1–39.
- Mikkola, N., Pykäläinen, J., Löfström, I., Kurttila, M. & Tikkanen, J. 2008. Kuntametsien suunnittelun tiekartta -hankkeen loppuraportti. Metlan työraportteja 68: 1–52.
- Mitchell, R.J., Marss, R.H., Le Duc, M.G. & Auld, M.H.D. 1997. A study of succession on lowland heaths in Dorset, southern England: changes in vegetation and soil chemical properties. *The Journal of Applied Ecology* 34: 1426–1444.
- Moen, J. & Jonsson, B. G. 2003. Edge effects on liverworts and lichens in forest patches in a mosaic boreal forest and wetland. *Conservation Biology* 17: 380–388.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58–62.
- Mäkinen, K. & Tyrväinen, L. 2008. Teenage experiences of public green spaces in Eastern Helsinki. *Urban Forestry and Urban Greening* 7: 277–289.
- Mönkkönen, M. 2004. Suomen metsäluonto – osa globaalia monimuotoisuutta. Julkaisussa: Kuuluvainen,

- T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpa-kivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 19-47.
- Neinhuis, C. & Barthlott, W. 1998. Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability. *New Phytologist*: 138: 91–98.
- Neuvonen, M., Sievänen, T., Tönnös, S. & Koskela, T. 2007. Access to green areas and the frequency of visits - A case study in Helsinki. *Urban Forests & Urban Greening* 6: 235-247.
- Niemelä, J. 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119–131.
- 2000. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3: 57–65.
- Niemi, J. 2002. Metsän vaikutus tieliikenteen hiukkaspäästöjen leviämiseen. Pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. 54 s. + liitteet.
- Nikula, A. 2005. Metsänkäsittely ja riista. Julkaisussa: Hynynen, J., Valkonen, S. & Rantala, S. (toim.). Tuottava metsänkasvatus. Metsäkustannus Oy, Hämeenlinna. s. 143–147.
- & Store, R. 1999. Paikkatietomenetelmä aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/99: 523–532.
- & Store, R. 2001. Paikkatietomenetelmät metsäsuunnittelun tukena. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 800: 278–289.
- Nordén, P., Rydberg, M., Götmark, F. & Olausson, B. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1–10.
- Nordlind, E. & Östlund, L. 2003. Retrospective comparative analysis as a tool for ecological restoration: a case study in a Swedish boreal forest. *Forestry* 76: 243–251.
- Norokorpi, Y. & Frank, H. 1993: Effect of stand density on damage to birch (*Betula pubescens*) caused by phytotoxic air pollutants. *Annales Botanici Fennici* 30: 181–187.
- Nuotio, A.-K. (toim.) 2007. Viheralueiden hoitoluokitus. Viherympäristöliitto ry, Helsinki. Julkaisu 36: 1–58.
- Ohlsson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221–231.
- Ovaskainen, V., Horne, P. & Sievänen, T. 1999. Evon ja Teijon retkeilyalueen kävijät ja kävijätyytyväisyys kesäkaudella 1996. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 726: 1–78 + liitteet.
- Parviainen, S. 2001. Oulujärven retkeilyalue. Kävijätutkimuksen raportti 2001. Metsähallitus. 32 s. Julkaisematon.
- Pasanen, K., Kurttila, M., Pykäläinen, J., Kangas, J. & Leskinen, P. 2005. MESTA - Non-industrial private forest owners' decision-support environment for the evaluation of alternative forest plans over the internet. *International Journal of Information Technology & Decision Making* 4(4): 601–620.
- Peltonen, M. & Heliövaara, K. 1998. Incidence of *Xylechinus pilosus* and *Cryphalus saltuarius* (Scolytidae) in forest-clearcut edges. *Forest Ecology and Management* 103: 141–147.
- Penttilä, R. 2004. The impacts of forestry on polyporous fungi in boreal forests. Väitöskirja. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Biotieteellinen tiedekunta, Helsingin yliopisto. 35 s. + 4 artikkelia.
- , Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271–283.
- Platt, A. & Lill, A. 2006. Composition and conservation value of bird assemblages of urban 'habitat islands': Do pedestrian traffic and landscape variables exert an influence? *Urban Ecosystems* 9: 83–97.
- Poikela, A. & Strandström, M. 2007. Erikoiskohteiden korjuu. Julkaisussa: Kariniemi, A. (toim.). Kehittyvä puuholto 2007. Seminaarijulkaisu. Metsäteho. s. 81–86.
- Pouta, E. & Sievänen, T. 2001a. Luonnon virkistyskäytön kysyntätutkimuksen tulokset – Kuinka suomalaiset ulkoilevat? Julkaisussa: Sievänen, T. (toim.). Luonnon virkistyskäyttö 2000. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 802: 32–76.
- & Sievänen, T. 2001b. Virkistyskäyttö Suomessa. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 800:

52-62.

- , Sievänen, T. & Neuvonen, M. 2006. Recreational wild berry picking in Finland – reflection of a rural lifestyle. *Society and Natural Resources* 19: 285–304.
- Priha, O. & Smolander, A. 1999. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 965–977.
- Pukkala, T. 2004. MONSU-metsäsuunnitteluohjelmisto. Versio 4. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. Joensuun yliopisto. 75 s. [ks. myös <http://www.monsu.net/Monsu4.htm> ja <http://www.monsu.net/Jfpc.htm>]
- Puustinen, S. 2004. Yhdyskuntasuunnittelu ammattina. Suomalaiset kaavoittajat ja 2000-luvun haasteet. Ympäristöministeriö, alueidenkäytön osasto, Helsinki. Suomen ympäristö 715: 1–102. [www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=21762](http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=21762)
- Pykäläinen, J. 2000. Defining forest owner's forest-management goals by means of a thematic interview in interactive forest planning. *Silva Fennica* 34(1): 47–59.
- Päivänen, J. & Paavilainen, E. 1998. Soiden metsätaloudellinen hyväksikäyttö. Julkaisussa: Vasander, H. (toim.). Suomen suot. Suoseura ry, Helsinki. s. 72-83.
- Rainio, J. & Niemelä, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera; Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487–506.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G. 2005. Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management* 206: 119–133.
- Ranta, P., Tanskanen, A. & Siitonen, M. 1997. Vantaan kasvit: kaupunkiekologia, monimuotoisuus ja suo-jelu. *Lutukka* 13: 67–87.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- Ribe, R. G. 1989. The aesthetics of forestry: What has empirical preference research taught us? *Environmental Management* 13: 55–74.
- Riepšas, E. 1999. Recreational impact on forest biodiversity. *Botanica Lithuanica*, Suppl. 2: 147–158.
- Rinkinen, K. 2004. Rivien väliin jäävät asukkaat. Hiljaisten ryhmien osallistaminen ympäristön suunnittelussa. Vantaa. 152 s.
- Roovers, P., Dumont, B., Gulinck, H. & Hermy, M. 2004. Visual obstruction of herb vegetation, defining standards for natural barriers. Julkaisussa: Sievänen, T., Erkkonen, J., Jokimäki, J., Saarinen, J., Tuulentie, S. & Virtanen, E. (toim.). Policies, methods and tools for visitor management – Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas, June 16-20, 2004, Rovaniemi, Finland. Working Papers of Finnish Forest Research Institute 2: 417–420.
- , Dumont, B., Gulinck, H. & Hermy, M. 2006. Recreationists' perceived obstruction of field and shrub layer vegetation. *Urban Forestry & Urban Greening* 4: 47–53.
- Ros, M., Garcia, C., Hernandez, T., Andres, M. & Barja, A. 2004. Short-term effects of human trampling on vegetation and soil microbial activity. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 35: 1591–1603.
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Karjalainen, L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forest along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2184–2200.
- Rusterholz, H.-P., Stingelin, K. & Baur, B. 2000. Freizeitnutzung des Allschwiler Waldes: Einfluss auf Bodenvegetation, Strauchschicht und wirbellose Tiere. *Schwiz. Z. Forstwes.* 151: 117–126.
- Saarikoski, H. 2004. Osallistava suunnittelu ja ristiriitojen sovittelu. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätöksissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 354–362.
- Saastamoinen, O., Kangas, K. & Aho, H. 2000. The picking of wild berries in Finland in 1997 and 1998. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 645–650.
- Salo, K. 2008. Luonnontuotteet. Julkaisussa: Rantala, S. (toim.). Tapion taskukirja. 25. uudistettu painos. Metsäkustannus, Helsinki. s. 240-250.

- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Selonen, V.A.O. & Kotiaho, J.S. 2006. Suojavyöhykkeen leveyden ja muodostumisajan vaikutus erityisen tärkeiden puroelinympäristöjen monimuotoisuuteen. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). *Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti*. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 327–329.
- Seppä, H. 1998. Suomen soiden pinnanmuodot. Julkaisussa: Vasander, H. (toim.). *Suomen suot*. Suoseura ry, Helsinki. s. 27–33.
- Sievänen, T. 1993. Kaupunkiväestön ulkoilukäyttäytyminen ja ulkoilualueiden käyttö. Hämeenlinnan ulkoilututkimus. *Folia Forestalia* 824: 1–62.
- Sievänen, T. & Karjalainen, E. 2008. Luonnon virkistyskäyttö. Julkaisussa: Rantala, S. (toim.). *Tapion taskukirja*. 25. uudistettu painos. Metsäkustannus, Helsinki. s. 231–240.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- 2005. Metsänkasvatus ja monimuotoisuus. Julkaisussa: Hynynen, J., Valkonen, S. & Rantala, S. (toim.). *Tuottava metsänkasvatus*. s. 134–142.
- & Hanski, I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). *Metsän kätöksissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 76–109.
- & Ollikainen, M. 2006. Talousmetsät. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). *Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti*. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 53–85.
- , Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211–225.
- , Hottola, J., Lommi, S. & Mattila, J. 2006. Metsälakipuronvarsien ja verrokkitalousmetsien puuston rakenne ja lajisto. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). *Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti*. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 342–345.
- , Kaila, L., Kuusinen, M., Martikainen, P., Penttilä, R., Punttila, P. & Rauh, J. 2001. Vanhojen talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja lajiston erot Etelä-Suomessa. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). *Monimuotoinen metsä – Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 25–53.
- Silvennoinen, H., Pukkala, T. & Tahvanainen, L. 2002. Effect of cuttings on the scenic beauty of a tree stand. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 263–273.
- Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P. & Uotila, A. 2002. Conservation of beetles in boreal pine forests: the effects of forest age and naturalness on species assemblages. *Biological Conservation* 106: 19–27.
- Staats, H., Kieviet, A. & Hartig, T. 2003. Where to recover from attentional fatigue: an expectancy-value analysis of environmental preference. *Journal of Environmental Psychology* 23: 147–157.
- Stewart, K.J. & Mallik, A.U. 2006. Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers. *Ecological Applications* 16: 1474–1486.
- Suomen metsäsertifiointistandardi 2003. FFCS 1002-1: 2003 Ryhmäsertifoinnin kriteerit metsäkeskuksen toimialueen tasolla. 17 s. [http://www.ffcs-finland.org/media/Standardit/suomeksi/FFCS\\_1002\\_1\\_2003SU.pdf](http://www.ffcs-finland.org/media/Standardit/suomeksi/FFCS_1002_1_2003SU.pdf)
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. 2002. The effect of clear-cutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106: 347–357.
- Tarvainen, O., Markkola, A.-M. & Strömmer, R. 2003. Diversity of macrofungi and plants in Scots pine forests along an urban pollution gradient. *Basic and Applied Ecology* 4: 547–556.
- Taylor, J.G. & Daniel, T.C. 1984. Prescribed fire: Public education and perception. *Journal of Forestry* 82:

361–365.

- Tenhola, T. 2004. Metsät ja luonnon monimuotoisuus kaavoituksessa. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saariisto, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 253–256.
- Thimonier, A., Dupouey, J.L. & Timbal, J. 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 55: 149–167.
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici* 43: 373–383.
- Toivanen, T. & Kotiaho, J. 2006a. Ennallistamispoltojen ja lahopuun lisäyksen merkitys kovakuoriaislajistolle. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusien, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 353–355.
- & Kotiaho, J. 2006b. Metsätaloudellisten kulotusalojen merkitys kovakuoriaislajiston suojelussa. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusien, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus Vammala. s. 356–358.
- Tolvanen, A., Rämetsä, J., Siikamäki, P., Törn, A. & Orell, M. 2004. Research on ecological and social sustainability of nature tourism in northern Finland. Julkaisussa: Sievänen, T., Erkkonen, J., Jokimäki, J., Saarinen, J., Tuulentie, S. & Virtanen, E. (toim.). Policies, methods and tools for visitor management – Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas, June 16-20, 2004, Rovaniemi, Finland. Working Papers of Finnish Forest Research Institute 2: 269–275.
- Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 57–72.
- Tukia, H., Hokkanen, M., Jaakkola, M., Kallonen, S., Kurikka, T., Leivo, A., Lindholm, T., Suikki, A. & Virolainen, E. 2003. Metsien ennallistamisopas. 2. korjattu painos. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 58: 1–87.
- Tyrväinen, L. 1999. Monetary valuation of urban forest amenities in Finland. Väitöskirja. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 739: 1-51 + 4 artikkelia.
- & Mäkinen, K. 2004. Viheralueiden arvokartoitus tuo asukastiedon päättäjien käyttöön. *Viherympäristö* 1/04: 60–62.
- , Silvennoinen, H. & Kolehmainen, O. 2003. Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry & Urban Greening* 1: 135–149.
- , Nissilä, T. & Silvennoinen, H. 2005. Kaupunkiviheralueiden sosiaaliset arvot ja merkitykset Espoossa. Espoon keskus ja Kauklahti. Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos. 46 s.
- , Mäkinen, K. & Schipperijn, J. 2007. Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. *Landscape and Urban Planning* 79: 5–19.
- , Silvennoinen, H., Nousiainen, I. & Tahvanainen, L. 2001. Rural tourism in Finland: Tourists' expectation of landscape and environment. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism Research* 1: 133–149.
- Tönnies, S., Karjalainen, E., Löfström, I. & Neuvonen, M. 2004. Scenic impacts of retention trees in clear-cutting areas. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 348–357.
- Ukkola, R. 1995. Trampling tolerance of plants and ground cover in Finnish Lapland, with an example from the Pyhäntunturi national park. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego. Prace Geograficzne – Zeszyt* 98: 91–110.
- Ulkoilulaki 606/1973. FINLEX ®. <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1973/19730606> [Viitattu 21.12.2006].
- Uotila, A. 2004. Vegetation patterns in managed and semi-natural boreal forests in eastern Finland and

- Russian Karelia. Väitöskirja. Metsätieteellinen tiedekunta, Joensuun yliopisto. Tiedonantoja 158: 1–48 + 4 artikkelia.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1986. Metson soidinpaikkavaatimuksista Keski-Suomessa. Suomen Riista 33: 5–18.
- Valkonen, S. 2005. Metsikön kehitys. Julkaisussa: Hynynen, J., Valkonen, S. & Rantala, S. (toim.). Tuottava metsänkasvatus. Metsäkustannus Oy, Hämeenlinna. s. 28–48.
- , Ruuska, J. & Siipilehto, J. 2002. Effect of retained trees on the development of young Scots pine stands in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 166: 227–243.
- van den Berg, A.E., Koole, S.L. & van der Wulp, N.Y. 2003. Environmental preference and restoration: (How) are they related? *Journal of Environmental Psychology* 23: 135–146.
- Vanha-Majamaa, I. & Reinikainen, A. 2000. Muuttuvan maankäytön vaikutukset kasvillisuuteen. Julkaisussa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 303–317.
- Vasander, H., Tuittila E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.-L. & Laine, J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11: 51–63.
- Virkkala, R., Penttilä, R., Punttila, P., Siitonen, J., Kotiranta, H. & Heikkilä, R. 2006. Ennallistamisen vaikutus lahopuueliölajeihin. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusien, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Vammala. s. 375–377.
- Wallenius, P. 2001. Osallistava strateginen suunnittelu julkisten luonnonvarojen hoidossa. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 41: 1–346.
- Weathers, K., Cadenasso, M.L. & Pickett, S.T.A. 2001. Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: Potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. *Conservation Biology* 15: 1506–1514.
- Wikars, L.O. 2003. Raggbocken (*Tragosoma deparium*) gynnas tillfälligt av hyggen men behöver gammelskogen. *Entomologisk Tidskrift* 124: 1–12.
- & Orrmalm, C. 2005. Större svartbeggen (*Upis ceramboides*) i norra Hälsingland: en hotad vedskalbagge som behöver stora mängder aggregerad död ved. *Entomologisk Tidskrift* 126: 161–170.
- Yli-Pelkonen, V. & Niemelä, J. 2006. Use of ecological information in urban planning: Experiences from the Helsinki metropolitan area, Finland. *Urban Ecosystems* 9: 211–226.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22–32.
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19<sup>th</sup> century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198–1206.

## Liite 1. Metsiin liittyvät keskeiset säädökset ja suositukset

Metsälakia (1093/1996) sovelletaan kaikissa metsissä niiden omistajasta riippumatta (liitetaulukko 1). Se on voimassa muun muassa asemakaava-alueilla maa- ja metsätalouteen osoitetuilla alueilla sekä vahvistettujen yleiskaavojen maa- ja metsätalousalueilla sekä virkistysalueilla. Metsälain tarkoituksena on, että metsät antaisivat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden monimuotoisuus säilytetään. Metsälain pykälissä säädetään muun muassa metsien hoidosta talouskäytön kannalta, kuten uudistamisesta ja hakkuista. Jos metsäkohde on tärkeä monimuotoisuuden, maiseman tai monikäytön kannalta, hakkuut voidaan tehdä kohteen erityispiirteet huomioon ottaen (ks. Metsälain 6 §). Metsälain 10 § mukaan määriteltyjen erityisen tärkeiden elinympäristöjen (ks. liitetaulukko 2) ominaispiirteet on säilytettävä niitä hoidettaessa ja käsiteltäessä. Metsäasetuksessa (1200/1996) määritellään tarkemmin metsälain mukaiset erityisen tärkeät elinympäristöt. Maa- ja metsätalousministeriön päätöksessä metsälain soveltamisesta (224/1997) määritellään erityisen tärkeissä elinympäristöissä kielletyt ja sallitut toimenpiteet. Se sisältää myös säädöksen uudistusalalle jätettävästä monimuotoisuutta säilyttävästä puustosta, kuten lehtipuista ja lahoppuusta. Metsälakia ja siihen liittyviä muita säädöksiä noudattaen metsissä voidaan ylläpitää vaihtelevaa puulajikoostumusta ja metsikkörakennetta metsän luontaista kehitystä jäljittelemällä.

Luonnonsuojelulain (1096/1996) tavoitteita ovat luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen, maisema-arvojen vaaliminen, luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävä käytön tukeminen, luonnontuntemuksen ja yleisen luontoharrastuksen lisääminen sekä luonnontutkimuksen edistäminen. Monimuotoisuutta pyritään edistämään luonnonsuojelulain suojeluohjelmilla, toimenpiderajoituksilla, kansallispuistojen, luonnonpuistojen ja muiden luonnonsuojelualueiden perustamisella ja ylläpidolla. Luonnonsuojelulain (47 §) mukaan kiellettyjä ovat erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeän esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen. Luonnonsuojelulain mukaisia luontotyyppikohteita (ks. liitetaulukko 2) ei saa muuttaa niin, että niille tyypilliset ominaispiirteet vaarantuvat. Luonnonsuojelulain perusteella suojelluilla metsäalueilla saa tehdä hoitotoimenpiteitä ainoastaan ympäristökeskuksen hyväksymän erillissuunnitelman mukaan (Nuotio 2007). Euroopan yhteisön Natura 2000-verkosta koskevat erityissäännökset löytyvät luonnonsuojelulain kymmenennestä luvusta.

### Liitetaulukko 1. Metsiin liittyvät lait, säädökset, metsänhoidon suositukset ja sertifiointikriteerit.

<b>Säädös tai suositus</b>	<b>Voimassa</b>
Ulkoilulaki 606/1973	1.8.1973–
Laki metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta 263/1991	1.7.1991–
Metsälaki 1093/1996	1.1.1997–
Metsäasetus 1200/1996	1.1.1997–
Luonnonsuojelulaki 1096/1996	1.1.1997–
MMM:n päätös metsälain soveltamisesta 224/1997	24.3.1997–
Maankäyttö- ja rakennuslaki 132/1999	1.1.2000–
FFCS-sertifiointikriteerit (Suomen metsäsertifiointistandardi 2003)	2005–
Metsätalouden ympäristöopas 2004 <sup>1)</sup> (Heinonen ym. 2004a)	2004–
Hyvän metsähoidon suositukset 2006 <sup>2)</sup>	2006–

<sup>1)</sup>Metsähallituksen metsien metsänhoitosuosituksset.

<sup>2)</sup>Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion laatimat yksityismetsien metsänhoitosuosituksset.

FFCS (Finnish Forest Certification System)-sertifiointikriteereissä (Suomen metsäsertifiointistandardi 2003) ja Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Hyvän metsähoidon suosituksissa (2006) on kuvattu muita arvokkaita metsäisiä elinympäristöjä (liitetaulukko 2), sekä annettu suosituksia niiden hoidosta. Sertifiointikriteereissä, Hyvän metsähoidon suosituksissa ja Metsähallituksen julkaisemassa Metsätalouden ympäristöoppaassa (Heinonen ym. 2004a) suositellaan säästöpuiden jättämistä uudistusaloille, arvokkaiden elinympäristöjen säästämistä, lahoppuuston säästämistä ja lisäämistä, kulotusta ja lehtisekapuuston suosimista luonnon monimuotoisuuden huomioimiseksi. Metsänhoitosuosituksissa ja sertifiointikriteereissä on myös uhanalaisia lajeja koskevia suosituksia. Metsänhoitosuositusten mukaan erityisesti suojeltavien ja muiden uhanalaisten lajien tiedossa olevat elin- ja kasvupaikat turvataan metsän käsittelyssä.

Maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999) säännöksiä on noudatettava alueiden suunnittelussa, rakentamisessa ja käytössä. Maankäyttö- ja rakennuslain tavoitteena on mahdollisimman hyvän elinympäristön saavuttaminen ja ylläpitäminen. Tähän tavoitteeseen pyritään sillä, että kuntien alueiden suunnittelussa otetaan huomioon maankäyttö- ja rakennustoimenpiteiden mahdolliset vaikutukset muun muassa luontoon, maisemaan, asukkaisiin ja talouteen. Kunnan alueiden käyt-

**Liitetaulukko 2.** Monimuotoisuuden kannalta tärkeät elinympäristöt metsälain (1093/1996), luonnonsuojelulain (1096/1996), FFCS-metsäsertifiointikriteerien (Suomen metsäsertifiointistandardi 2003) ja uusien metsänhoitosuositusten (Hyvän metsähoidon...2006) mukaan (ks. Siitonen & Ollikainen 2006).

---

#### ***Metsälaki***

1. lähteiden, purojen ja pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostavien norojen sekä pienten lampien välittömät lähiympäristöt
2. ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet sekä lehtokorvet ja Lapin läänin eteläpuolella sijaitsevat letot
3. rehevät lehtolaidut
4. pienet kangasmetsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla
5. rotkot ja kurut
6. jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät
7. karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot, kallioid, kivikot, louhikot, vähäpuustoiset suot ja rantaluhdat

#### ***Luonnonsuojelulaki***

1. luontaisesti syntyneet, merkittävältä osin jaloista lehtipuista koostuvat metsiköt
2. pähkinäpensaslehdot
3. tervaleppäkorvet

#### ***Sertifiointikriteerit***

1. tulvametsät ja metsäluhdat
2. korvet
3. letot Lapin läänissä
4. paisterinteet ja supat
5. luonnonsuojellisesti arvokkaat vanhat metsät

#### ***Metsänhoitosuosituksien***

1. muut arvokkaat elinympäristöt, joissa on monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä
  2. ruohoiset suot
  3. hakamaat
  4. metsäniityt
-

töä ohjaavat maakunta-, yleis- ja asemakaavat, joista metsien käytön kannalta tärkein on yleiskaava (Tenhola 2004). Maankäyttö- ja rakennuslaissa on säädetty muun muassa siitä, että kaavoitettavalla alueella tai sen lähiympäristössä on oltava riittävästi puistoja tai muita lähivirkistykseen soveltuvia alueita. Tässä laissa on myös määrätty, että kaavaa valmisteltaessa niillä tahoilla, joiden oloihin tai etuihin kaava saattaa vaikuttaa, on oltava mahdollisuus seurata kaavoitusta ja vaikuttaa siihen. Kaava-alueella, kuten taajamien ulkoilumetsissä, hakkuisiin tarvitaan yleensä maankäyttö- ja rakennuslain mukainen maisematyölupa (Hyvän metsänhoidon...2006).

Ulkoilulaililla (606/1973) on säädetty ulkoilureittien perustamisesta, valtion retkeilyalueista ja leirintäalueista. Erikseen on säädetty myös puutavaran säilyttämisestä ja poisviemisestä metsästä sieni- ja hyönteistuhojen välttämiseksi (Laki metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta 263/1991).

## Liite 2. Kaavio Puijon monitavoitteisen ja vuorovaikutteisen metsäsuunnittelun laadintaprosessista (Löfström ym. 2008b).

### PUIJON HOITO- JA KÄYTTÖSUUNNITELMAN LAADINTAPROSESSI

