

## Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia

Ari Kokko, Jyrki Kangas ja Jukka Jokimäki (toim.)

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA  
MUHOKSEN TUTKIMUSASEMA



12.09.00

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 779, 2000

## **Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia**

Ari Kokko, Jyrki Kangas & Jukka Jokimäki (toim.)

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA  
MUHOKSEN TUTKIMUSASEMA

METSÄNTUTKIMUSLAITOS  
12.09.00

Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.) 2000. Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779 104 s. ISBN 951-40-174-4, ISSN 0358-4283.

Julkaisu perustuu Metsien eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman sekä Kannuksen ja Muhoksen tutkimusasemien järjestämään Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia käsitelleeseen seminaariin. Seminaari pidettiin 9.12.1999 Kajaanissa, Kajaani-instituutin auditoriossa.

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema.  
Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema.

Hyväksynyt: Tutkimusjohtaja Kari Mielikäinen.

Kansikuva: Ron Store Kannuksen tutkimusasema.

Painopaikka: KP Paino, Kokkola.

Painovuosi: 2000.

Tilaukset: Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101  
KANNUS, puh. 06 - 874 3211, fax 06 - 874 3201.

Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie 7,  
91500 MUHOS, puh. 08 - 531 2200, fax 08 - 531 2211.

Metsäntutkimuslaitoksen kirjasto, puh. 09 - 857 05580.

Copyright: Metsäntutkimuslaitos.

# Sisällys

---

Alue-ekologiset haasteet metsäsuunnittelun kehittämisessä - avaussanat seminaarille ja alkusanat julkaisulle .....	4
Jyrki Kangas	
Metsäalueiden pirstoutumisen vaikutukset eliöstöön - alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuudet biodiversiteetin ylläpitämiseen suojelu- ja talousmetsissä .....	7
Jukka Jokimäki & Esa Huhta	
Poimintahakuun vaikutukset tuoreen kankaan kuusikoiden kääpälajistoon Pohjois-Kainuussa .....	15
Anna-Liisa Sippola, Timo Lehesvirta & Pertti Renvall	
Vesiensuojelun näkökohtia alue-ekologiseen suunnitteluun .....	29
Eero Kubin	
Suojelualueita täydentävien vanhojen metsien valinta monitavoitteisen optimoinnin menetelmällä .....	33
Paula Siitonen, Esko Keränen, Antti Lehtinen, Kari Louhisalmi, Antti Tanskanen, Arvo Tyni & Päivi Virnes	
Paikkatietomenetelmät ekologisissa tarkasteluissa ja ekologisesti arvokkaiden kohteiden valinnassa .....	53
Ron Store	
Alue-ekologiset tarkastelut yksityismetsien suunnittelussa .....	61
Mikko Kurttila	
Alue-ekologinen suunnittelu Metsähallituksessa: käytäntöä ja kehittämistä .....	71
Lauri Karvonen	
Yhdessä luotava metsäsuunnittelun malli - käytännön kokemuksia alue-ekologisesta suunnittelusta .....	89
Juhani Pyykkönen	
Alue-ekologiapioneerin katsanto: Ae-kokemuksia ja alan näkymiä .....	93
Suvi Raivo	
Alue-ekologinen suunnittelu tarvitsee tuekseen pitkäjännitteistä tutkimustoimintaa .....	99
Jukka Jokimäki & Esa Huhta	

---

## **ALUE-EKOLOGISET HAASTEET METSÄSUUNNITTELUN KEHITTÄMISESSÄ - Avaussanat seminaarille ja alkusanat julkaisulle**

Alue-ekologisissa tarkasteluissa pyritään osoittamaan keinot kohdealueen eliöstön elinvoimaisuuden säilyttämiseksi tai vahvistamiseksi. Erityisesti vaalitaan alueella esiintyviä tai siellä mahdollisesti menestyviä, laajemmassa katsantokannassa harvinaisia eliölajeja. Käytännöllisenä tavoitteena on löytää otolliset tavat turvata eliöstön leviämismahdollisuudet ja kelpolisten elinympäristöjen esiintyminen suunniteltavalla alueella. Kysymys ei ole pelkästään ekokäytävistä, jättopuista ja muista ekologisista kommervenkeistä, vaan ylipäätään ekologisen kestävyyden ja ekologisten päämäärien edistämisestä.

Lähtökohta lähestulkoon minkä tahansa metsäalueen suunnittelussa Suomessa on, että metsiä käytetään muuhunkin kuin biodiversiteetin tuottamiseen. Jopa useimmilla suojelualueilla nähdään olevan esimerkiksi matkailu- ja virkistyskäytön tavoitteita luonnonsuojelun ohella. Metsien käytön suunnittelussa joudutaankin useimmiten sovittamaan yhteen biodiversiteetin tuotanto ja metsän muu käyttö. Talousmetsissä etenkin puuntuotannon ja monimuotoisuuden edistämisen yhteensovittaminen on tärkeä tehtävä.

Alue-ekologiseksi suunnitteluksi on käytännössä alettu kutsua luonnonvarojen suunnittelua silloinkin, kun kysymys on monitavoitteisesta suunnittelusta, jossa muilla kuin ekologisilla näkökohdilla voi olla ja usein onkin pääpaino. Tällöin olisi perustellumpaa puhua alue-ekologisen suunnittelun sijasta aluetason monitavoitteisesta luonnonvarasuunnittelusta, monitavoitteisesta aluesuunnittelusta tai lyhyesti aluesuunnittelusta. Kun kysymys on nimenomaaan metsien käytön suunnittelusta, termi voisi kuulua: (monitavoitteinen) aluetason metsäsuunnittelu, alueellinen metsäsuunnittelu, tai taas lyhyesti aluesuunnittelu. Ehdotus ei ole uusi, mutta termi alue-ekologinen suunnittelu vaikuttaa juurtuneen niin syväälle mieliin monitavoitteiseenkin suunnitteluun liittyneenä, ettei sitä hevin muuteta.

Ekologisia tavoitteita on metsien käytön suunnittelussa pystyttävä arvioimaan yhdessä kaikkien muiden merkitysten, tavoitteiden ja käyttömuotojen kanssa. Ekologisten seikkojen painoarvo vaihtelee suunnittelutilanteesta toiseen. Mitään yleispätevää sapluunaa kaikkialla optimaalisista ekologisten kohteiden verkostoista ja niiden käsittelyistä ei voida antaa, vaan yhteissuunnittelussa paras ratkaisu riippuu tapauskohtaisista tavoitteista ja niiden tärkeyksistä. Lisäksi eri alueilla on erilaiset ekologiset potentiaalit. Siten järkevät ekologiset tavoitteet ja niiden parhaat saavuttamiskeinot vaihtelevat alueesta toiseen.

Yhteistä kaikelle metsäsuunnittelulle on kuitenkin se, että ekologisten tavoitteiden painoarvo

on viimeisen vuosikymmenen aikana voimakkaasti lisääntynyt. Alue-ekologisten tarkastelujen integrointi metsäsuunnitteluun onkin nykyään yksi monitavoitteisen metsäsuunnittelun avaintehtävistä, otettiinpa asia sitten tutkimuksen tai käytännön metsätalouden kannalta.

Alue-ekologisesti painottuneen metsäsuunnittelun tutkimustehtävät ovat periaatteessa kahtalaiset: ekologisten perustietojen vankistaminen ja ekologisten näkökohtien integrointi metsäalueen käytön kokonaissuunnitteluun kaikkine muine tavoitteineen ja piirteineen. Alue-ekologisten metsäntutkimustemme päähaasteiksi on omaksuttu 1) ekologisen perustietämyksen tuottaminen ja jalostaminen suunnittelussa käyttökelpoiseen muotoon, 2) suunnittelumenetelmien kehittäminen hyödyntämään tehokkaasti ekologista informaatiota ja 3) tekniikoiden kehittäminen perustiedon paikkaamiseen ekologisella asiantuntemuksella silloin, kun tiedon tarve mutta samalla myös tutkitun tiedon puute on akuutti. Neljäs keskeinen alan kehittämisen haaste on 4) ekologisen informaation tuotantokäytön tehostaminen käytännön monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa.

Metsäsuunnittelun alue-ekologisen tietopohjan vankistamista sekä ekologisen suunnitteluotteen menetelmällistä kehittämistä on tutkittu Suomessa jo useita vuosia. Tosin vasta muutama vuosi sitten herättiin laajalla rintamalla panostamaan alan tutkimuksiin. Siihen asti alue-ekologisesti painottuneen metsäsuunnittelun tutkimus nojasi lähinnä yksittäisten tutkijoiden sekä rahoittajien mielenkiintoon. Tutkimussatsauksen olennaiseen voimistamiseen tarvittiin käytännön metsätalouden todistus aihepiirin tärkeydestä.

Nyt kun alue-ekologinen ote on ollut jo hyvän aikaa käytäntöä valtion metsissä ja kun se on saavuttamassa arkipäiväisen olemuksen myös muussa metsätaloudessa, alue-ekologiaväellä ja -väelle on tarjottavana sekä alue-ekologisia tutkimustuloksia että alue-ekologisia suunnittelukokemuksia. Tähän julkaisuun on koottu Metsäntutkimuslaitoksen Kajaanisissa 9.12.1999 järjestämän seminaarin 'Alue-ekologisia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia' esitelmät. Seminaari oli Kannuksen ja Muhoksen tutkimusasemien sekä Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman yhteisponnistus. Se, että siihen osallistui paikan päällä peräti 160 henkilöä, jotka edustivat monipuolisesti metsätalouden eri toimijoita, on osoitus alue-ekologiaan, metsäsuunnitteluun ja erityisesti niiden yhdistämiseen kohdistuvasta kasvavasta mielenkiinnosta.

Tutkimuksen ja käytännön metsätalouden yhteistyö metsäsuunnittelun alue-ekologisten tarkastelujen kehittämisessä on ollut esimerkillistä. Toivottavasti tämä julkaisu osaltaan edelleen vauhdittaa alue-ekologisten tulosten ja kokemusten vaihtoa. Alue-ekologiisiin suunnittelukokemuksiin ja suunnittelunäkymiin perehtyminen auttaa tutkimusten suuntaamisessa hyödyttämään tulosten käyttäjiä aikaisempaa paremmin. Toivon, että jo tähänastisten alue-ekologisten tutkimustemme tulokset puolestaan tarjoavat tietopohjaa ja menetelmiä käytännön metsäsuunnittelun edelleen kehittämiseksi.

Lopuksi haluan kiittää kaikkia seminaarin järjestelyihin osallistuneita, esitelmöitsijöitä, päivän puheenjohtajia, ja ennenkaikkea muita puheenvuorojen pitäjiä, joita esitelmien päätteeksi ja loppukeskustelussa nähtiin ja kuultiin ilahduttavan paljon. Seminaari onnistui hyvin ainakin järjestäjien näkökulmasta arvioituna. Toivottavasti tähän julkaisuun koottu seminaariin anti osoittautuu tutustumisen arvoiseksi myös niille, jotka eivät itse seminaariin päässeet.

**Jyrki Kangas**

**Tutkimusaseman johtaja**

# Metsäalueiden pirstoutumisen vaikutukset eliöstöön - alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuudet biodiversiteetin ylläpitämiseen suojele- ja talousmetsissä

---

**Jukka Jokimäki**

Arktinen keskus, Lapin yliopisto,  
PL 122, 96101 ROVANIEMI  
jukka.jokimaki@urova.fi

**Esa Huhta**

Ekologisen eläintieteen laboratorio, Biologian laitos,  
Turun yliopisto, 20500 TURKU  
esa.huhta@utu.fi

## 1 Johdanto

Suojellut metsäsaarekkeet muodostavat talousmetsien ympäröimiä saarekkeita. Luonnon-suojelualueet ovat eittämättä tärkeitä monille eliölajeille, mutta usein populaatioiden kannalta on oleellisempaa mitä suojelualueiden ulkopuolella tapahtuu. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelemisen periaatepäätöksen yhteydessä päätettiin, että suojelualueiden ulkopuolelle jääneiden, inventoinneissa mukana olleiden muiden alueiden luontoarvot tulee säilyttää alue-ekologisen suunnittelun (AES) avulla.

Eräs keskeisin alue-ekologiaan ("landscape ecology"; Forman & Godron 1986) liittyvä termi on elinympäristöjen pirstoutuminen. Andrénin (1994) mukaan alueilla joissa on jäljellä vähintään 30 % eliölle soveliaasta elinympäristä, eliölajin runsaus vaihtelee samassa suhteessa kuin sille soveliaan biotoopin määrä alueella. Kun eliölle soveliaan elinympäristön määrä laskee 17-29 % tasolle, alkavat myös yksittäisten habitaattilaikkujen pinta-ala ja eristäytyneisyys vaikuttamaan lajin runsauteen. Elinympäristöjen pirstoutumista pidetäänkin tällä hetkellä eräänä tärkeimpänä luonnon monimuotoisuutta uhkaavana tekijänä (Wilcox & Murphy 1985). Alue-ekologiaan liittyy oleellisesti myös mittakaavakysymykset (Wiens & Rotenberry 1981, Wiens 1989, Virkkala 1991a,b). Esimerkiksi tutkittaessa eliöiden ja habitaatin välisiä vuorovaikutus-suhteita voidaan saada hyvinkin erilaisia tutkimustuloksia mikäli, tutkimuskoealojen ympäristöt eroavat laadultaan toisistaan (Wiens & Rotenberry 1981). Eliöiden esiintymiseen vaikuttavat ympäristötekijät voivat operoida myöskin eri mittakaavatasoilla (Virkkala 1991b). Näin ollen alue-ekologiassa tarvitaan monimittakaavaista lähestymistapaa.

AES:ään liittyy kuitenkin vielä monia teoreettisia, teknisiä ja käytännöllisiä ongelmia. Keskeisin ongelma lienee alue-ekologisen perustietämyksen vajavaisuus pohjoisilta alueilta. Tämän takia pohjoisilla alueilla on käytettävä hyväkseen yleisiä maisemaekologisia teorioita ja malleja. Suurin osa alue-ekologisista malleista ja teorioista on kehitelty voimakkaasti pirstoutuneissa, maatalousvaltaisissa elinympäristöissä (Opdam 1991), joten niiden sovellettavuus suoraan pohjoiseen metsäekosysteemiin on kyseenalaista (Askins ym. 1987, Virkkala 1991a). Eräs ongelma on myös se tosiasia, että monet työt ovat olleet lajistoinventointeja, jotka eivät välttämättä kerro paljoakaan kyseisellä alueella mahdollisesti esiintyvän populaation elinkykyisyydestä. Alue-ekologisen suunnittelun tueksi olisi mielestämme saatava vastauksia ainakin seuraaviin kysymyksiin: kuinka suuria elinympäristölaikkujen tulee olla, mitä vaikutuksia laikkujen eristäytymisellä on populaatioihin, mikä on ympäröivien alueiden merkitys laikkujen eliöstölle ja mikä on esimerkiksi ekologisten käytävien merkitys?

Esittelemme tässä artikkelissa vuosina 1990-96 Rovaniemen maalaiskunnan alueelta saamiamme tutkimustuloksia. Tutkimustemme tarkoituksena on ollut parantaa alue-ekologisen suunnittelun toimintaedellytyksiä Pohjois-Suomessa. Toivomme artikkelimme tuovan lisätietoa alue-ekologisten prosessien, kuten esimerkiksi reunaefektin, vaikutuksista erityisesti Pohjois-Suomen metsäeliöstöön.

## **2 Tutkimusmenetelmät ja keskeiset tulokset**

### **2.1 Habitaatin laadun ja ympäröivien alueiden vaikutus pesimälinnuston rakenteeseen**

Tutkimusalueiksi valittiin ilmakuvien ja karttojen avulla 20 aluetta (á 4 km<sup>2</sup>), joissa metsien pinta-ala osuus vaihteli. Tämän jälkeen jokaiselle osa-alueelle sijoitettiin lintulaskentapisteitä, joiden lähiympäristössä (4 ha) oli vaihteleva määrä metsiä. Laskentapisteitä perustettiin maastoon noin 250 km<sup>2</sup> alueelle kaikkiaan 161. Laskentapisteeet paalutettiin, joten ne ovat löydettävissä myös tulevaisuudessa. Laajamittakaavainen (4 km<sup>2</sup>) maisemarakenne analysoitiin ilmakuvista ja kartoista sekä pienimittakaavainen (4 ha) maisemarakenne selvitettiin maastossa kuviokartoituksin. Metsikkötason muuttujat määritettiin maastossa 0,79 ha ja 34 m<sup>2</sup> koealoilta. Lintulaskennat suoritettiin pistelaskentamenetelmällä (Hildén ym. 1991) vuosina 1990-1995.

Lintulajien ja ekologisten lajiryhmien runsaudet korreloivat eri ympäristömuuttujiin eri mittakaavatasoilla (4 km<sup>2</sup> vs. 4 ha). Keräämämme aineiston mukaan laaja-alaiset maisematekijät olivat tärkeitä talousmetsissä viihtyvillä lintulajeille, kun taas lähiympäristön rakennepiirteet olivat oleellisempia vanhojen metsien linnuille. Tärkeimmät maisematason tekijät olivat metsien pirstoutumisaste ja reuna-alueiden määrä. Habitaattigeneralistit hyötyivät metsien pirstoutumisesta, kun taas vanhojen metsien linnut ja kolopesijät kärsivät lisääntyneestä reunan määrästä. Metsikkötasolla vanhojen metsien lintulajit suosivat monipuulajisia metsiä, kun taas habitaatti-

generalistit ja reunalajit hyötyivät lehtipuiden suuresta määrästä. Metsikön ikä oli tärkein rakenteellinen tekijä. Muun muassa lintujen kokonaislajimäärä, vanhojen metsien lintulajien ja kolo-lintujen runsaus korreloi positiivisesti metsikön iän kanssa.

## 2.2 Metsien pirstoutumisen vaikutukset selkärangattomiin eläimiin

Selkärangattomat eliöt muodostavat tärkeän ravintoresurssiperustan monille muille eläimille, etenkin hyönteissyöjälinnuille. Tutkimme selkärangattomien eläinten määrän vaihtelua erikokoisissa metsäsaarekkeissa (< 1 ha, 1-5 ha ja > 5 ha) sekä metsän sisäosien ja reunavyöhykkeen välillä käyttäen apuna lyöntihaavimenetelmää. Kaikkiaan tutkimuspaikkoja oli 95. Jokaiselta alueelta pyrimme keräämään näytteitä kenttäkerroksesta, lehtipensaista, havupensaista, lehti-puista ja havupuista. Jokaisessa kasvillisuuskerroksessa tehtiin 10 haavilyöntiä per tutkimuspaikka. Tutkimusmetsiköiden rakenne määritettiin 50 m (0,8 ha) säteiseltä ympyräkoelalta ja floristinen koostumus analysoitiin 3,99 m (50 m<sup>2</sup>) ympyräkoelalta.

Keräämämme aineisto käsittää kaikkiaan 3554 yksilöä 72 eri taksonomisesta ryhmästä. Keskimääräinen haavintanäyte sisälsi yhteensä 35 yksilöä. Selkärangattomien eläinten määrä oli suurempi (64 yks/näyte) keskikokoisissa saarekkeissa (1-5 ha) kuin pienemmissä (< 1 ha; 40 yks/näyte) ja suuremmissa saarekkeissa (>5 ha; 32 yks/näyte). Erityisesti kaksisiipiset (*Diptera*), kirvat (*Aphidoidea*) ja kaskaat (*Cicadellidae*) olivat runsaita keskikokoisissa saarekkeissa. Selkärangattomien eläinten määrä laski reunasta metsän sisäosiin mentäessä. Tämä efekti oli nähtävissä pienikokoisten eläinten kohdalla (< 5 mm), kovakuoriaisissa (*Coleoptera*), ja niissä erityisesti sylkikuoriaisten (*Cantharidae*) runsaudessa. Eteläisiin ilmansuuntiin avautuvissa reunoissa oli enemmän kovakuoriaisia ja kirvoja kuin pohjoisiin ilmansuuntiin avautuvissa reunoissa. Metsiköiden reunaosissa ja pienissä saarekkeissa oli enemmän pienikokoisia kuusia ja lehtipensaita kuin suuremmissa metsäsaarekkeissa.

## 2.3 Metsikön pinta-alan ja kasvillisuuden rakenteen vaikutus kirjosiippojen (*Ficedula hypoleuca*, L.) pesimämenestykseen

Valitsimme tutkimusalueiksi erikokoisia metsäsaarekkeitä (0,09-1,0 ha; 1,1-5 ha ja >5 ha), joihin sijoitimme kirjosiipoille sopivia linnunpönttöjä. Saarekkeiden kasvillisuuden rakenne ja koostumus määritettiin maastossa pesäpönttöjen ympäriltä 25 ja 3,9 metrin säteisiltä ympyräkoeloilta. Lisäksi arvioimme saarekkeiden hyönteismääriä (kirjosiippojen pääravinto) lyöntihaavimenetelmällä (ks. edellinen kappale). Pönttöjen asuttamista ja lintujen pesimämenestystä seurattiin päivittäin. Emot pyydystettiin kiinni ja ne mitattiin. Poikasten paino punnittiin juuri ennen kuin ne olivat lentokykyisiä.

Sekä koiraat että naarat asettuivat pesimään mieluummin suuriin kuin pieniin metsäsaarek-

keisiin. Pienissä saarekkeissa laulavat koiraat jäivät useimmiten parittomiksi. Metsikön pinta-ala tai pesimäpaikan etäisyys reunasta eivät vaikuttaneet pesiin kohdistuvaan predaatiopaineeseen. Lintujen ikäjakauma ja pesimämenetys ei eronnut eri saarekekokoluokkien välillä. Parien pesimämenestys oli parempi lehtipuuvaltaisilla, ja myös runsaasti ravintoa sisältävillä, reviiireillä kuin mäntyvaltaisilla reviiireillä. Lehtipuuvaltaisten reviiireiden haltijoina olivat useimmiten vanhat koiraat.

## **2.4 Metsien pirstoutumisen ja habitaattirakenteen vaikutus maatekopesien hävikkiin**

Vertailimme maatekopesiin kohdistuvaa predaatiopainetta Keski-Suomen (Konnevesi) maatalousvaltaisten ja Pohjois-Suomen (Rovaniemen maalaiskunta) metsävaltaisten alueiden välillä. Valitsimme ilmakuvien avulla molemmilta tutkimusalueilta suuria (> 50 ha) ja pieniä (7-10 ha) metsiköitä. Sijoitimme jokaiseen saarekkeeseen pesän sekä reuna-alueelle (0-5 m reunasta) että metsikön sisäosaan (150-200 reunasta). Molemmille tutkimusalueille sijoitettiin 40 tekopesää pienikokoisten puuntaimien alle. Jokaiseen pesään sijoitimme kaksi ruskeata kanamunaa vaseliinilevyn päälle. Vaseliiniin jääneiden jälkien perusteella tiesimme, oliko petona ollut lintu vai nisäkäs. Oletimme pesäpaikan muistuttavan tyypillistä maassapesivän kanalinnun pesäpaikkaa. Pesiin kohdistuva predaatiopaine määritettiin 30 vrk:n kuluttua kokeen alkamisesta. Peltoalueiden määrä määritettiin kartoilta 1 km säteisen ympyräkoelalta, jonka keskellä pesä sijaitsi. Myös pesän etäisyys lähimpään peltoreunaan määritettiin. Tarkemmat kasvillisuus-analyysit tehtiin pesäpaikkojen ympäriltä 5 ja 10 m säteisiltä ympyräkoeloilta.

Pesähävikki ei eronnut eteläisten ja pohjoisten koalueiden välillä. Saareke koko ja etäisyys reunasta ei vaikuttanut predaatiopaineeseen. Sen sijaan peltojen määrä lisäsi reuna-alueilla sijaitsevien pesien hävikkiä. Maatalousvaltaisella tutkimusalueella linnut aiheuttivat pesätuhoja useammin kuin metsävaltaisella pohjoisella tutkimusalueella. Pesien predaatoriski oli suuri paikoilla, joissa oli paljon mäntyjä ja kuusia, koska pedot todennäköisesti käyttivät näitä ympäristöjä elinympäristöinä. Lisäksi olemme saaneet evidenssiä siitä, että tutkimuksessa käytetty mittakaava ja metsäsaarekkeita ympäröivien alueiden laatu vaikuttaa pesähävikkiin (Huhta 1995). Pesät näyttävät häviävän erityisen herkästi voimakkaasti pirstoutuneessa ympäristössä.

## **3 Tulosten tarkastelu**

Alue-ekologisella suunnittelulla pyritään muun muassa paikallistamaan erilaisia avainbiotooppeja, uhanalaisten lajien esiintymispaikkoja sekä vaikuttamaan eliöiden leviämismahdollisuuksiin jättämällä käsittelyalueille “askelkiviä” ja ekokäytäviä helpottamaan eliöiden menestymistä käsittelyn alaisilla alueilla (Hallman ym. 1996). Luonnonsuojelubiologisesti ajatellen keskeisimmät alue-ekologiset kysymykset liittyvät siihen, kuinka suuria ja leveitä

elinympäristölaikkujen ja ekokäytävien tulee olla, jotta ne voivat ylläpitää elinkykyisiä populaatioita.

Tulostemme mukaan metsikkökohtaisten rakenne- ja kasvillisuuspiirteiden ohella metsäsaarekkeiden eliöstön koostumukseen ja menestyvyyteen vaikuttivat erityisesti saarekkeen pinta-ala, etäisyys reunasta sekä saarekkeita ympäröivien alueiden laatu (Huhta 1995, Huhta ym. 1996, Jokimäki & Huhta 1996, Huhta ym. 1997).

Metsäalueiden pirstoutuminen näyttää vaikuttavan eri tavalla erilaisiin taksonomisiin tai ekologisiin lajiryhmiin (Jokimäki & Huhta 1996). Metsiemme yleislajit, kuten pajulintu, näyttävät hyötyvän metsätalouden aiheuttamasta pirstoutumisesta ja lisääntyneestä reuna-alueiden määrästä. Sen sijaan vanhojen metsien lintulajit ja kolonnut kärsivät reuna-alueiden määrän kasvusta. Tutkimustemme mukaan reunalajien ja habitaattigeneralistien määrät korreloivat positiivisesti lehtipuiden määrän kanssa. Vastaavasti lehtipensaiden ja -puiden määrä oli suurempi metsien reunaosissa kuin sisäosissa, mikä osaltaan selitti reuna-alueiden suuren hyönteismäärän (Huhta, Jokimäki & Rahko 1997). Nämä havaintomme korostavat useiden eri trofiatasojen tarkastelun tärkeyttä ja mahdollisuuksia selvittäessä ekologisia ongelmia.

Reunaosien suojaava pensaskerros ilmeisesti aiheutti sen, ettei maapesiin kohdistuva predaatiopaine eronnut metsien reuna- ja sisäosien tai pienten ja suurten saarekkeiden välillä (Huhta, Mappes & Jokimäki 1996). Toinen syy tähän havaintoon voi olla se, että metsätalouden muokkaamassa metsä/avohakkuuympäristössä pedot eivät mahdollisesti käytä reunavyöhykkeen molempia puolia ruokailualueinaan niin kuin esimerkiksi maatalousvaltaisilla metsä-pelto reuna-alueilla (Andrén 1995). Toisaalta pohjoisilla alueilla petojen elinympäristön käyttöön vaikuttavat todennäköisesti myös myyräkannat (Huhta 1995). Jos tämä pitää paikkaansa, pesäpredaatiotutkimusten tulisi kattaa myyräsykliä kaikki vaiheet ennen kuin mitään yleispäteviä yleistyksiä pirstoutumisen vaikutuksista pesäpredaatioon voidaan tehdä pohjoisilla alueilla.

Kolonnuille lisääntynyt pensaskerros ei välttämättä tarjoa lisäsuojaa pöntöissä tai luonnonkoloissa oleville munille tai poikasille. Kirjosieppotutkimuksemme osoitti, ettei myöskään runsas ravinnon määrä reuna-alueilla tai pienissä saarekkeissa välttämättä merkitse hyvää pesimämenestystä. Suurin osa pienten saarekkeiden kirjosieppokoiraista jäi parittomaksi ja sieppokoiraat välttivät asuttamasta aukon ja metsän välistä välitöntä reunaa (Huhta ym. 1997). Tämä havainto liittyy todennäköisesti siihen, etteivät siepot hakeneet ravintoa hakkuuaukeilta (omat havaintomme) ja näin olleet reunassa tai pienessä saarekkeissa pesivien sieppoparien ravinnonhankinta alue oli laajempi kuin metsien sisäosissa pesivien parien. Toisin sanoen, lintuemat joutuivat hakemaan poikasille ruokaa kauempaa ja näin poikasten ruokintafrekvenssi aleni.

Vaikka reuna-alueilla olisikin runsaasti hyönteisravintoa pesimäaikaan, tilanne voi olla toinen

talviaikana. Pohjois-Ruotsista saatujen tutkimustulosten (Pettersson 1996) mukaan “luonnon-tilaisissa” metsissä oli yli kolme kertaa enemmän hämähäkkejä talviaikaan kuin poimintahakkuilla käsitellyissä metsissä. Tämä voi olla eräs tärkeimmistä tekijöistä useiden paikkalintulajiemme, kuten kuukkelin ja lapintiaisen, viime vuosikymmenien aikana tapahtuneeseen vähenemiseen. Suomessa tulisikin panostaa entistä enemmän talviekologiin tutkimushankkeisiin.

Tutkimustuloksemme korostavat sekä suurimittakaavaisen alue-ekologisen suunnittelun että metsikkökuviokohtaisen suunnittelun tärkeyttä monimuotoisen metsäeliöstön säilyttämisen kannalta. Tuloksemme osoittivat, että vaikkakin metsäkuvioiden kasvillisuuden rakenteella ja koostumuksella on merkitystä lintujen esiintymiseen ja pesimämenestykseen, myös maisematason tekijät, kuten laikkukoko, reunaefekti ja ympäröivien alueiden laatu, vaikuttavat linnustoon. Vaikka esimerkiksi kirjosiippojen pesimämenestys oli hyvä lehtipuuvaltaisissa saarekkeissa, niin pieni ja isoiloitunut lehtimetsäsaareke ei kuitenkaan ollutkaan suosittu pesimäreviirin paikka.

Kirjosiippotutkimuksemme osoitti myös, että lajistoinventoinnit saattavat antaa harhaisen kuvan jonkin alueen sopivuudesta lajille (ks. myös van Horne 1983). Vaikka kartoituksissa kuullaan jonkin lajin laulavan pysyvästikin jollakin alueella, ei se välttämättä merkitse sitä, että kyseinen alue on hyvä ko. lajille. Päinvastoin, pitkään samalla alueella laulava koiras voi merkitä sitä, ettei se ole saanut houkuteltua naarasta kyseiselle alueelle. Lajistoinventointien lisäksi mielestämme tarvitaan yksityiskohtaisia tutkimuksia lajien lisääntymismenestykseen ja kuolevuuteen vaikuttavista tekijöistä. Lisätietoja tarvitaan myös eläinten kyvystä liikkua saarekkeista toisiin erilailla käsitellyissä metsämaisemissa.

## 4 Kiitokset

Tätä tutkimushanketta ovat taloudellisesti tukeneet seuraavat tahot: Emil Aaltosen säätiö, Suomen Kulttuurirahasto, Alfred Kordelinin säätiö, Suomen riistanhoitosäätiö, Ella ja George Ehrnroothin säätiö ja Koneen säätiö. RKTL:n Meltauksen riistan tutkimusasema toimi erinomaisena tukikohtana ja apuna tutkimustemme kaikissa vaiheissa. P. Rahko, M. Ylijurva, P. Helle, K. Kollani, J. Forsman, M-L. Kaisanlahti, J. Inkeröinen ja J. Lindström auttoivat aineistojen keruussa. J. Itämies assistentteineen suoritti invertebraattien määrittämisen.

## Kirjallisuus

Andén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.

- 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Teoksessa: Hansson, L., Fahring, L. & Merriam, G. (eds.). *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall, London. s. 225-255.
- Askins, R.A., Philbrick, M.J. & Sugeno, D.S. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 39:129-152.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. Wiley, New York.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K-M, Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 3/1996.
- Hildén, O., Koskimies, P., Pakarinen, R. & Väisänen, R.A. 1991. Point count of breeding land birds. Julkaisussa: Koskimies, P. & Väisänen, R.A. (toim.), *Monitoring bird populations*. Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History, Helsinki. s. 27-32.
- van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47:893-901.
- Huhta, E. 1995. Effects of spatial scale and vegetation cover on predation of artificial ground nests. *Wildlife Biology* 1:73:80.
- , Mappes, T. & Jokimäki, J. 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19:85-91.
- , Jokimäki, J. & Rahko, P. 1998. Distribution and reproductive success of the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* in relation to forest patch size and vegetation characteristics; the effects of scale. *Ibis* 140:214-222.
- Jokimäki, J. & Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73:97-113.
- Opdam, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5:93-106.
- Pettersson, R.B. 1996. Effects of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. *Ecography* 19:221-228.

- Wiens, J.A. & Rotenberry, J.T. 1981. Censusing and evaluation of avian habitat occupancy. *Studies in Avian Biology* 6:522-532.
- 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3:385-397.
- Wilcox, B.A. & Murphy, D.O. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125:879-887.
- Virkkala, R. 1991a. Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? *Biological Conservation* 56:59-66.
- 1991b. Spatial and temporal variation in bird communities and populations in north-boreal coniferous forests: a multi-scale approach. *Oikos* 62:59-66.

# Poimintahakkuun vaikutukset tuoreen kankaan kuusikoiden kääpälajistoon Pohjois-Kainuussa

---

## **Anna-Liisa Sippola**

Lapin yliopisto, Arktinen keskus,  
PL 122, 96101 ROVANIEMI  
anna-liisa.sippola@urova.fi

## **Timo Lehesvirta**

Turun yliopisto, Kasvimuseo,  
20014 TURKU  
timo.lehesvirta@utu.fi

## **Pertti Renvall**

Kuopion luonnontieteellinen museo,  
Myhkyrinkatu 22, 70100 KUOPIO  
pentti.renvall.@kuopio.fi

## **1 Johdanto**

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, miten vanhat, 1800-luvun lopulla ja 1900-luvun alussa tehdyt poimintahakkuut ovat vaikuttaneet kääpälajistoon Pohjois-Kainuun kuusimetsissä. Tutkimuksen tausta on varsin käytännönläheinen. Metsähallitus suoritti vuosina 1993 ja 1994 laajan Pohjois-Suomen vanhojen metsien inventoinnin, jonka tavoitteena oli löytää suojelun arvoiset vanhat metsät. Työn perusteella hallitus päätti v. 1996 suojella noin 63 000 ha tuottavaa ja noin 164 600 ha vajaatuottoista metsämaata Pohjois-Suomessa (Ympäristöministeriö 1996). Inventoinneissa todettiin, että vaikka monet Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan vanhat metsät oli käsitelty aiemmin poimintahakkuilla, niissä oli silti jäljellä huomattavia luonnonsuojelullisia arvoja verrattuna normaaleihin talousmetsiin (Kumpulainen ym. 1997). Suojeluohjelman ulkopuolelle jäi noin 100 000 ha inventointialueita, joiden suojeluarvot todettiin korkeiksi. Näiden luontoarvojen suojelu päätettiin toteuttaa Metsähallituksen normaalin alue-ekologisen suunnittelun yhteydessä (Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1996).

Tämän työn lähtökohtana on ollut kysymys: voidaanko suojeluohjelmien ulkopuolelle jätettyjä vanhoja metsiä käsitellä poimintahakkuilla siten, että niiden luonnonarvot säilyvät? Tutkimuksen kohteeksi on valittu lahottajasienet, eliöryhmä, joka on riippuvainen lahoavasta puuainek-

sesta, ja joka sen vuoksi ilmentää hyvin hakkuiden aiheuttamia muutoksia puustossa. Hakkuiden vaikutuksista lahottajasieniin on toistaiseksi varsin vähän kvantitatiivista tutkimustietoa. Pohjoismaissa tehdyt tutkimukset (Bader ym. 1995, Bredesen ym. 1997, Lindblad 1998, Sippola ja Renvall 1999) osoittavat kuitenkin, että sekä hakkuuta edeltävä lahoamiskehitys, hakkuun intensiteetti että jäljelle jääneen lahopuun määrä ja laatu vaikuttavat siihen, millaista lahottajasienilajistoa hakkuualueilla esiintyy. Monet lahottajasienet ovat erikoistuneet elämään vain tiettytyypisessä lahopuussa, ja niiden käyttö luonnonsuojelullisesti arvokkaiden alueiden indikaattoreina perustuu sekä tähän erikoistumiseen että niiden herkkyyteen erilaisia ympäristömuutoksia kohtaan (Renvall 1995, Kotiranta ja Niemelä 1996, Bredesen ym. 1997).

Käyvät ja useimmat muut lahottajasienet ovat pitkäikäisiä eliöitä, ja muutokset niiden yhteisö-rakenteessa tapahtuvat hitaasti. Tämän takia olemme verranneet vanhojen, 50-100 vuotta sitten poimintahakattujen metsien lahottajasienyhteisöjä täysin hakkuiden ulkopuolella olleisiin metsiin. Tutkimus on rajattu kääpälajeihin, koska kaikkien lahottajasienien mukaan ottaminen olisi ollut työn aikataulun ja määritystyön kannalta mahdotonta. Tavoitteena on ollut vastata seuraaviin kysymyksiin: 1) Kuinka poimintahakkuut ovat vaikuttaneet metsiköiden puustoon, erityisesti lahopuun määrään ja laatuun, 2) Miten hakkuut ovat vaikuttaneet kääpien laji- ja yksilömääriin, ja 3) Kuinka hakkuut ovat vaikuttaneet indikaattorilajeihin ja uhanalaisiin lajeihin? Tutkimus on osa Metsäntutkimuslaitoksen tutkimushanketta 'Alue-ekologisen metsäsuunnittelun menetelmät ja ekologiset perusteet'. Tässä artikkelissa esitellään alustavia tutkimustuloksia. Tutkimuksen primaariaineisto julkaistaan toisaalla (Sippola ym. 2000).

## 2 Aineisto ja menetelmät

### 2.1 Koealat ja niiden käsittelyhistoria

Tutkimusalueiksi valittiin viisi luonnontilaista metsikköä, joissa ei oltu tehty lainkaan metsätaloustoimia, ja viisi metsikköä, jotka oli poimintahakattu 1890- ja 1940-lukujen välillä. Metsiköt sijaitsivat kahdella alueella Pohjois-Kainuussa: Taivalkosken Metsäkylässä (65°19'N, 28°36'E) ja Paljakan luonnonpuistossa ja sen ympäristössä Puolangan ja Hyrynsalmen kunnissa (64°60', 27°90'E). Metsiköt olivat kaikki kuusivaltaisia ja edustivat metsätyypiltään paksusammalkuusi-koita ja lehtomaisia kuusikoita. Koealojen korkeus merenpinnasta vaihteli välillä 255-355 m mpy.

Luonnontilaisten metsiköiden vähäisyys Pohjois-Kainuussa rajoitti koealojen määrää. Luonnontilaiset metsikkökuviot valittiin alueen metsähistoriasta saatujen tietojen perusteella, ja luonnontilaisuus varmistettiin maastossa. Yksi luonnontilaiseksi ilmoitettu metsikkö vuoden 1997 aineistossa osoittautui maastossa poimintahakatuksi, ja jouduttiin hylkäämään. Sen tilalle löydettiin vuonna 1998 toinen kohde. Koska tältä kohteelta ei ole inventointitietoja vuodelta 1997, on kääpäaineisto tämän koealan osalta pienempi kuin muiden koealojen aineistot, joissa on

yhdistetty vuosien 1997 ja 1998 kääpäinventointien tulokset.

Poimintahakkuiden intensiteetti oli vaihdellut huomattavasti: hakattuja kantoja löytyi 26-211 kappaletta hehtaarilta. Taivalkosken koealoilla (L1 ja L2) hakkuut oli tehty 1930-luvulla. Metsistä oli hakattu sekä saha- että paperipuita, joiden rinnankorkeusläpimitta oli ollut vähintään 22 cm, ja kaikkiaan 40-50 % elävästä puustosta oli hakattu (Etelä-Taivalkosken hoitoalue 1930-32). Paljakalla hakkuut oli tehty 1890- ja 1940-lukujen välillä. Koealalta L4 oli hakattu suuriläpimittaista sahapuuta, ja koealalta L5 sekä saha- että paperipuuta. Koeala S5 oli lisäksi harvennettu 1950-luvulla. Koealalta L3 oli hakattu vain hyvin suuriläpimittaista kuusta (latvutkin minimiläpimitta 19 cm), ns. Hollannin pelkkaa, joka oli viety Hollantiin käytettäväksi patorakennelmissa (Keskusmetsäseura Tapio 1950, Karjalainen 1998).

## 2.2 Puuston mittaus

Elävä puusto mitattiin kymmeneltä ympyräkoealalta, joiden säde oli 12 m. Kustakin puusta merkittiin muistiin puulaji ja rinnankorkeusläpimitta. Koepuista (joka 4. puu) mitattiin lisäksi korkeus.

Lahopuun laatu ja tilavuus mitattiin kymmeneltä ympyräkoealalta, joiden säde oli 20 m. Mitauksiin sisällytettiin kaikki lahopuut, joiden pituus oli vähintään 1 m ja tyviläpimitta vähintään 5 cm. Kokonaisista kuolleista puista mitattiin pituus ja rinnankorkeusläpimitta, ja pätkistä pituus ja keskiläpimitta. Lahopuu jaoteltiin läpimitan mukaan viiteen luokkaan: 1 = 5-9,9 cm, 2 = 10-19,9 cm, 3 = 20-29,9 cm, 4 = 30-39,9 cm, 5 = > 40 cm. Lahopuista merkittiin muistiin puulaji, laatu ja lahoaste. Lahopuun laatu jaoteltiin seuraavasti: maapuut, pystypuut (sis. konkelot), pötkelöt, oksat, kannot, sahatut kannot, sahatut pätkät, hakkuutähde (oksat ja latvukset).

Lahopuu jaettiin viiteen lahoasteluokkaan (muokattu Renvallin (1995) mukaan):

1 = Vastikään kuolleet puut tai irronneet puun kappaleet, puuaines kovaa, puut kuoripäällisiä, nila tuoretta.

2 = Puuaines kovaa, havupuissa suurin osa kaarnasta jäljellä, mutta ei tuoretta nilaa. Puukon terä uppoaa 1-2 cm puuhun.

3 = Puuaines osittain lahonnutta pinnasta tai keskeltä (riippuen puulajista), havupuilla osa kaarnasta irronnut tai löystynyt. Puukko uppoaa puuhun 3-5 cm.

4 = Suurin osa puuaineksesta kauttaaltaan pehmeää, havupuilla kaarna irronnut yleensä kokonaan. Koko puukon terä uppoaa helposti puuhun.

5 = Puuaines hyvin pehmeää, hajoaa nostettaessa. Rungon pinta sammalien ja jäkälien peittämä.

## 2.3 Kääpälajisto

Kääpälajisto inventoitiin kullakin koealalla kymmeneltä ympyräkoevalta, joiden säde oli 10 m. Osa lajeista määritettiin maastossa, ja vaikeammin tunnistettavista lajeista otettiin näytteet. Inventoinnit tehtiin molempina vuosina elo-syyskuun aikana, ja tulosten käsittelyssä aineistot yhdistettiin. Useamman vuoden aineisto antaa lajistosta luotettavamman kuvan, koska kaikki käävät eivät välttämättä tee itiömiä joka vuosi. Nimistö on Niemelän (1999) mukainen. Näytteitä säilytetään Turun yliopiston kasvimuseossa.

## 2.4 Tilastollinen käsittely

Lahottajasienten diversiteetin tarkastelussa käytettiin suurena kääpien lajimäärää, joka laskettiin kullakin koealalla kahden vuoden yhdistetystä aineistosta. Eroja elävän ja kuolleen puuston tilavuudessa testattiin T-testillä, ja eroja lajimäärissä Mann-Whitneyn U-testillä. Lajimäärän ja ympäristömuuttujien välisiä korrelaatioita tutkittiin Spearmanin ei-parametrisellä korrelaatiotestillä.

# 3 Tulokset

## 3.1 Elävä ja kuollut puusto

Elävän puuston määrä oli 22 % suurempi luonnontilaisissa metsissä kuin poimintahakatuissa metsissä, ja suuriläpimittaisten ( $d\ 1.3 = 30\text{ cm}$ ) puiden tilavuus oli 32 % suurempi (taulukko 1, sivu 19), mutta erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä ( $p = 0,241$  ja  $0,357$ ). Haapaa oli luonnontilaisissa metsissä keskimäärin huomattavasti enemmän kuin poimintahakatuissa metsissä; metsiköiden väliset erot olivat kuitenkin hyvin suuria (taulukko 1, sivu 19). Elävän puuston tilavuuden ja hakattujen kantojen määrän välillä oli negatiivinen korrelaatio, mutta se ei ollut tilastollisesti merkitsevä ( $r = -0,320$ ,  $p = 0,367$ ).

Lahopuun kokonaistilavuus oli noin 40 % korkeampi luonnontilaisissa metsissä kuin hakkuu-alueilla (keskiarvot  $51,3\text{ m}^3/\text{ha}$  ja  $29,1\text{ m}^3/\text{ha}$ , taulukko 2, sivu 20). Ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä, koska vaihtelu luonnontilaisten metsiköiden välillä oli suurta. Myös lahopuun kokonaistilavuus ja hakattujen kantojen määrä korreloivat negatiivisesti, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ( $r = -3,382$ ,  $p = 0,367$ ).

Taulukko 1. Elävän puuston tilavuus ( m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ) puulajeittain ja läpimittaluokittain sekä runkojen kappalemäärä hehtaarilla koealoittain.

Koeala	Kuusi	Mänty	Koivu	Haapa	Muu lehtipuu	Rungot <30 cm	Rungot >30 cm	Kokonais-tilavuus	Runkoja kpl/ha
<i>Luonnontilaiset metsiköt</i>									
L1	153.7	11.1	9.3	1.3	0	84.1	91.3	175.4	734
L2	159.0	21.7	23.6	4.3	0.8	133.6	75.8	209.4	1396
L3	325.3	0	11.5	22.5	0	46.0	313.3	359.3	500
L4	197.5	0	7.5	0	9.5	54.6	159.9	214.5	861
L5	324.4	0	10.8	2.9	0.2	37.3	301.0	338.3	518
Keskiarvo	232.0	6.6	12.5	6.2	2.1	71.1	188.3	259.4	801.8
<i>Poimintahakatut metsiköt</i>									
P1	114.6	7.3	16.1	0.3	0	109.6	28.7	138.3	1064
P2	97.5	70.6	23.7	0.7	0.4	123.0	69.9	192.9	1314
P3	277.0	0	5.1	0	0.2	53.1	229.2	282.3	695
P4	170.1	0	6.3	0	1	42.4	135.0	177.4	728
P5	222.8	0	1.6	0.2	0.1	49.2	175.5	224.7	496
Keskiarvo	176.4	15.6	10.6	0.2	0.3	75.5	127.7	203.1	859.4

Taulukko 2. Lahopuun tilavuus ( $m^3ha^{-1}$ ) jaoteltuna lahopuun laadun, iäpimitalluokan ja lahoasteen mukaan.

Koe- ala	Maa- puu	Pysty- puu	Kanto	Hakkuu- tähde	Läpimitta			Lahoaste					Lahopuun kokonaistila- vuus
					< 30 cm	> 30 cm	> 40 cm	1	2	3	4	5	
<i>Luonnontilaiset metsiköt</i>													
L1	14.7	8.4	0.7	-	17.2	6.6	1.1	1.0	8.5	4.5	4.6	5.2	23.8
L2	14.0	8.1	0.9	0.1	22.1	1.0	0.2	0.5	10.3	5.2	3.2	3.9	23.1
L3	48.0	29.7	0.8	-	49.2	29.3	9.5	0	36.2	23.2	12.9	6.2	78.5
L4	35.0	14.8	4.0	-	28.3	25.5	15.1	1.1	24.8	9.0	5.7	13.2	53.8
L5	62.5	13.2	1.6	-	48.0	29.8	15.9	1.9	36.8	16.9	10.1	11.6	77.3
Keski- arvo	34.9	14.8	1.6	0.02	33.0	18.3	8.4	0.9	23.3	11.8	7.3	8.0	51.3
<i>Poimintahakatut metsiköt</i>													
P1	11.4	7.7	0.7	1.7	19.7	1.8	0.3	0.3	6.8	6.5	3.5	4.4	21.5
P2	15.6	6.8	0.9	2.7	19.6	6.4	1.4	0	7.8	4.9	4.6	8.7	26.0
P3	18.9	13.8	1.5	9.1	22.2	21.1	6.1	0.7	16.5	7.7	7.6	10.8	43.3
P4	9.3	7.1	1.0	9.3	12.7	14.0	4.3	0	8.1	1.8	4.9	11.9	26.7
P5	21.5	1.5	1.4	3.8	21.1	7.1	1.3	0.3	0.8	4.7	10.9	11.5	28.2
Keski- arvo	15.3	7.4	1.1	5.3	19.1	10.0	2.7	0.3	8.0	5.1	6.3	9.4	29.1

Maapuuta oli luonnontilaisissa metsissä 56 % ja kuollutta pystypuuta 50 % enemmän kuin poimintahakatuissa metsissä (taulukko 2, sivu 20). Erot lahoppuun määrissä olivat suurimmat suurissa läpimittaluokissa. Luonnontilaisissa metsissä oli 67 % enemmän lahoppuuta luokassa, jossa rinnankorkeusläpimitta oli yli 40 cm (taulukko 2, sivu 20). Puulajeittain tarkasteltuna kuusi- ja koivulahoppuun osuudet olivat suunnilleen yhtä suuret luonnonmetsissä ja poimintahakatuissa metsissä (kuusen osuudet 59 % ja 55 %, koivun osuudet 25 % ja 24 %) sen sijaan haapalahoppuuta oli luonnonmetsissä enemmän (14 % ja 6 % lahoppuun kokonaistilavuuksista). Mäntylahoppuuta oli suhteellisesti enemmän poimintahakatuissa metsissä (14 % vs 3 %).

Lahoasteittain tarkasteltuna tuoretta lahoppuuta (lahoasteet 1 ja 2) oli selvästi vähemmän poimintahakatuissa kuin luonnonmetsissä, ja ero oli tilastollisesti lähes merkitsevä ( $p = 0,059$ ) (taulukko 2, sivu 20). Nämä lahoasteet edustavat hiljaittain kuollutta puuta (ikä 0-30 v.), ja niiden alhainen määrä kertoo siitä, että uuden lahoppuun muodostuminen alueilla on vähentynyt. Hakattujen kantojen määrä ja lahoasteet 1-2 korreloivat keskenään merkitsevästi negatiivisesti ( $r = -0,726$ ,  $p = 0,017$ ), mikä kertoo siitä, että hakkuun intensiteetti vaikuttaa muodostuvan uuden lahoppuun määrään. Lahoastetta 3 oli luonnonmetsissä noin puolet enemmän kuin poimintahakatuissa metsissä; ero ei kuitenkaan ollut merkitsevä ( $t = 1,773$ ,  $p = 0,114$ ). Lahoasteiden 4 ja 5 määrissä ei ollut eroja (taulukko 2, sivu 20).

## 3.2 Käpälajisto

Aineiston kokonaishavaintomäärä oli 1384 ja se koostui 68 käpälajista. Luonnonmetsistä löytyi yhteensä 63 lajia ja poimintahakatuista metsistä 40 (taulukko 3, sivu 22). Havaintoja tehtiin luonnonmetsistä yhteensä 922 ja poimintahakatuista metsistä 462. Sekä laji- että havaintomäärät olivat merkitsevästi korkeampia luonnontilaisissa kuin poimintahakatuissa metsissä (lajimäärissä  $p = 0,008$ , yksilömäärissä  $p = 0,032$ ). Lajien kokonaismäärät olivat korkeammat sekä havu- että lehtipuilla kasvavilla lajeilla, kuitenkin vain havupuilla kasvavien lajimäärien ero oli tilastollisesti merkitsevä ( $p = 0,008$ ) (taulukko 3, sivu 22).

Maapuilla elävien lajien määrät olivat merkitsevästi korkeammat luonnonmetsissä ( $p = 0,008$ ) kuin hakatuissa metsiköissä, sen sijaan pötkelöillä, oksilla ja kannoissa kasvavien lajien määrissä ei ollut eroja. Lisäksi merkitsevästi enemmän lajeja ( $p = 0,008$ ) löytyi luonnonmetsistä keskivaiheen lahoasteen (3) lahoppuusta (54 vs. 30 lajia).

Läpimittaluokittain tarkasteltuna lajeja oli luonnonmetsissä merkitsevästi enemmän läpimittaluokassa 20-29 cm (40 vs. 17 lajia,  $p = 0,016$ ) ja lähes merkitsevästi läpimittaluokassa 30-39 cm (32 vs. 17 lajia,  $p = 0,056$ ). Myös yli 40 cm läpimittaisilla lahoppuilla lajeja kasvoi luonnonmetsissä selvästi enemmän (24 vs. 6 lajia), mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ( $p = 0,151$ ), koska koealojen välillä oli luonnonmetsissä suurta vaihtelua. Havaintojen määrä yli 40 cm läpimittaisilla puilla oli luonnontilaisissa metsissä 76 ja hakatuissa 11.

Taulukko 3. Lahottajasierien kokonaislaji- ja havaintomäärät kasvualueen mukaan luonnotilaisissa ja poimintahakatuissa metsissä.

Lajiryhmä kasvualueen mukaan	Luonnotilaiset metsiköt		Poimintahakatut metsiköt	
	Lajimäärä	Havaintomäärä	Lajimäärä	Havaintomäärä
Kaikki lajit	63	922	40	462
Havupuu	42	656	27	231
Lehtipuu	21	266	13	231
Maapuu	60	732	37	310
Pystypuu	21	134	14	109
Oksat	13	36	6	22
Kannot	5	16	5	9
Hakkuutähde	0	0	2	3
Lahoaste 1	5	12	5	15
Lahoaste 2	29	237	20	114
Lahoaste 3	54	457	30	190
Lahoaste 4	31	180	25	109
Lahoaste 5	6	28	4	26
Läpimittaluokka 0-9,9 cm	24	180	17	114
Läpimittaluokka 10-19,9 cm	32	333	29	225
Läpimittaluokka 20-29,9 cm	40	237	17	83
Läpimittaluokka 30-39,9 cm	32	94	17	29
Läpimittaluokka > 40 cm	24	76	6	11

Suuriläpimittaisten maapuiden vähyys poimintahakatuissa metsissä näkyi lajimäärissä myös siten, että yli 30 cm läpimittaisilla puilla kasvavista lajeista puolet esiintyi vain luonnontilaisissa metsissä. Hakkuu vaikutti myös yksittäisten puiden sieniyhteisöihin. Luonnonmetsissä lajimäärä per runko oli merkitsevästi korkeampi (1,32 lajia) kuin hakatuissa (1,14 lajia,  $p = 0,005$ ). Kaikkiaan luonnonmetsistä löytyi 43 runkoa, joilla kasvoi vähintään kolme kääpälajia, kun vastaava runkojen määrä poimintahakatuissa metsissä oli 9.

Valtaosa yleisimmistä lajeista sekä luonnonmetsissä että hakatuissa metsissä oli patogeenejä; näitä olivat kymmenestä yleisimmästä lajista taulakääpä (*Fomes fomentarius*), kantokääpä (*Fomitopsis pinicola*), koivunarinakääpä (*Phellinus cinereus*), kuusenkääpä (*Phellinus chrysoloma*), haavankääpä (*P. tremulae*) ja pötkelökääpä (*Piptoporus betulinus*). Saprotrofeista yleisimmät olivat kuusenkynsikääpä (*Trichaptum abietinum*) ja riukukääpä (*Phellinus viticola*).

Lajistosta tarkasteltiin erikseen kolmea ryhmää: vanhojen metsien indikaattorilajeja, aarnioiden indikaattorilajeja ja uhanalaisia lajeja (Kotiranta ja Niemelä 1996). Vanhojen metsien indikaattorit ovat lajeja, jotka ovat yleensä runsaita vanhoissa metsissä, mutta joita tavataan satunnaisesti myös käsitellyistä metsistä. Aarniolajit ovat lahottajasieniä, jotka vaativat aarnioille ominaista pitkäaikaista luonnollista lahoamiskehitystä selviytyäkseen ja ylläpitääkseen elinkykyisiä populaatioita. Useimmat uhanalaiset kääpälajit kuuluvat jompaan kumpaan ryhmään, mutta joukossa on myös muita harvinaisuutensa takia uhanalaisia lajeja.

Jos kaikkia edellä mainittua kolmea ryhmää tarkastellaan yhdessä, oli sekä lajien ( $p = 0,016$ ) että havaintojen ( $p = 0,015$ ) määrä merkitsevästi korkeampi luonnontilaisissa metsissä kuin poimintahakatuissa. Ero oli erityisen selvä havainnoissa, joita oli poimintahakatuissa metsissä vain 38 % luonnontilaisten metsien havaintomäärästä (taulukko 4, sivu 24). Vanhojen metsien indikaattorilajeja löytyi yhteensä 9, jotka kaikki esiintyivät luonnontilaisissa metsissä. Poimintahakatuissa metsiköissä niistä esiintyi 5. Vanhan metsän indikaattorien havaintomäärät olivat yli 60 % pienemmät poimintahakatuissa metsissä. Aarniolajeja oli luonnontilaisissa metsissä 5 (15 havaintoa), ja hakatuissa 3 (3 havaintoa). Myös uhanalaisten lajien määrä oli luonnontilaisissa metsissä suurempi kuin hakatuissa (6 vs. 3 lajia).

Hakkuun intensiteetin lisääntyminen vaikutti negatiivisesti kääpien lajirikkauteen. Hakattujen kantojen määrä korreloi negatiivisesti ja tilastollisesti erittäin merkitsevästi kokonaislajimäärän ( $r = -0,811$ ), kokonaisyksilömäärän ( $r = -0,825$ ), vanhan metsän indikaattorien lajimäärän ( $r = -0,784$ ) ja -yksilömäärän ( $r = -0,923$ ) kanssa, ja heikosti merkitsevästi aarniometsän indikaattorien havaintomäärän kanssa ( $r = -0,755$ ). Lisäksi hakkuutähteen määrä korreloi merkitsevästi negatiivisesti useimpien lajiryhmien kanssa.

Taulukko 4. Vanhan metsän indikaattorilajien (V), aarnilajien (A) ja uhanalaisten lajien (U) määrät luonnontilaisissa (L) ja poimintahakatuissa (P) metsissä.

Laji	Havaintomäärä		Lahopuun keskiläpimitta cm		Lahoasteen moodi (vaihteluväli)	
	L	P	L	P	L	P
<i>Amylocystis lapponica</i> A Pursukääpä	12	1	34.7	32.0	3 (2-4)	3
<i>Antrodia albobrunnea</i> A, U Riekonkääpä	1	0	36.0	-	3	-
<i>Diplomitoporus crustulinus</i> A, U Lohkokääpä	1	1	7.0	7.0	2	2
<i>Fomitopsis rosea</i> V Rusokantokääpä	11	0	42.2	-	3 (3-4)	-
<i>Junghuhnia collabens</i> A, U Punakarak.	1	0	11.0	-	2	-
<i>Leptoporus mollis</i> V Punahäivekääpä	2	0	14.5	-	2	-
<i>Phellinidium ferrugineofuscum</i> V Ruostekääpä	8	3	25.5	12.0	3 (2-4)	2 (2-4)
<i>Phellinus chrysoloma</i> V Kuusenkääpä	30	16	25.9	22.6	2 (0-4)	2 (2-4)
<i>Phellinus lundellii</i> V Pikireunakääpä	11	8	20.9	13.6	4 (2-4)	2 (2-4)
<i>Phellinus nigrolimitatus</i> V Aarnikääpä	33	11	18.5	30.7	3 (3-4)	3 (3-4)
<i>Phellinus viticola</i> V Riukukääpä	148	56	14.8	10.5	3 (2-5)	3 (2-4)
<i>Postia lateritia</i> V, U Hentohaprakääpä	2	0	12.0	-	3	-
<i>Skeletocutis lilacina</i> U Liiakääpä	0	1	-	11.0	-	4
<i>Skeletocutis odora</i> V, U Korpiludekääpä	4	0	21.3	-	3	-
<i>Skeletocutis stellae</i> A, U Väikkyludekääpä	1	1	22.0	11.0	3	4
Vanhan metsän indikaattorilajeja/havaintoja	L 9/249	P 5/94				
Aarnimetsän indikaattorilajeja/havaintoja	L 5/16	P 3/3				
Uhanalaisia lajeja/havaintoja	L 6/10	P 3/3				
Indikaattori- ja uhanalaisia yhteensä	L 14/265	P 9/98				

## 4 Tulosten tarkastelu

Suuriläpimittaisten puiden harsinta- eli poimintahakkuista luovuttiin Suomessa 1950-luvulla, koska menetelmän katsottiin vähentävän metsien puuntuottoa ja johtavan yleiseen metsän rakenteen heikkenemiseen (Sarvas 1944, Appelroth ym. 1948). Tässä aineistossa poimintahakattujen metsien puuston tilavuus oli keskimäärin 20 % alempi kuin luonnontilaisten metsien ja hakkuun intensiteetti ja elävän puuston tilavuus korreloivat negatiivisesti. Erot eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä, ja aineisto onkin ilmeisesti liian pieni osoittamaan yleispätevästi poimintahakkuiden vaikutusta elävään puustoon. Erot lahoppuun määrässä ja laadussa luonnonmetsien ja poimintahakattujen metsien välillä olivat selvemmat vaikka nekään eivät olleet tilastollisesti merkitseviä johtuen luonnonmetsien suuresta sisäisestä vaihtelusta.

Vaihtelu lahoppuun määrässä luonnontilaisissa metsissä johtuu metsikön tuottokyvystä (mitattuna elävän puuston määränä) sekä luontaisten häiriöiden (metsäpalojen, myrskyjen ja pienimittakaavaisen aukkodynamiiikan) laajuudesta ja frekvenssistä (Pickett ja White 1985, Harmon ym. 1986). Luonnontilaisten metsiköiden alhaiset lahoppuun määrät Taivalkoskella johtuvat luultavimmin metsiköiden alhaisemmasta tuottokyvystä verrattuna Paljakan alueen metsi-köihin.

Lahoppuun kokonaistilavuus oli luonnonmetsissä noin 40 % korkeampi kuin poimintahakatuissa metsiköissä, ja erot suuriläpimittaisten puiden tilavuuksissa olivat tätäkin suuremmat. Myös Bader ym. (1995) totesivat Pohjois-Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa, että poimintahakkuun intensiteetin lisääntyessä suuriläpimittaisten runkojen määrä aleni. Tuoreiden lahoasteiden (1 ja 2) alentunut määrä poimintahakatuissa metsissä osoittaa, etteivät metsikön rakenne ja lahoppuun määrä ole palautuneet luonnonmetsien tasolle vielä 50-100 vuodessa.

Poimintahakkuu alensi merkitsevästi sekä lahottajasienten laji- että havaintomääriä. Samanlaisia tuloksia ovat saaneet mm. Bader ym. (1995) Pohjois-Ruotsin kuusimetsistä ja Lindblad (1998) Norjan itäosien kuusikoista. Suurimmat erot lajimäärissä löytyivät lahoppuulta, jonka läpimitta oli yli 20 cm sekä keskivaiheen lahoasteilta. Vaikka lahoppuun määrä lahoasteluokassa 3 ei ollutkaan merkitsevästi suurempi luonnonmetsissä kuin hakatuissa metsiköissä, oli lajimäärä merkitsevästi korkeampi. Tämä osoittaa, että jo kohtalainen lahoppuun määrän väheneminen keski- ja myöhäisvaiheen lahoasteissa vaikuttaa merkitsevästi lahottajasienten lajirikkauteen. Vastaavasti Lindblad (1998) totesi, että keski- ja myöhäisvaiheiden lahoasteiden lajisto lisäsi kokonaislajimäärää luonnontilaisissa metsissä yli puolella verrattuna poimintahakattuihin metsiin, joista nämä lahoasteet puuttuivat.

Suuriläpimittaista lahoppuuta suosivien lajien vähäinen määrä poimintahakatuissa metsissä johtuu ensinnäkin siitä, että sopivien elinpaikkojen määrä on vähentynyt sopivan substraatin vähentyessä. Toiseksi lajikoostumus on muuttunut ja lajimäärä lahoppuuyksikköä kohti vähentynyt. Tämä johtuu todennäköisimmin lajien leviämisen heikkenemisestä, koska välimatka sopivien kasvualustojen välillä on kasvanut.

Vanhojen metsien indikaattoreiden, aarniolajien ja uhanalaisten lajien määrä oli poimintahakatuissa metsissä merkitsevästi alhaisempi kuin luonnonmetsissä. Kaikki vanhan metsän indikaattorilajit, jotka löytyivät poimintahakatuista metsistä kuuluivat arinakääpien sukuun *Phellinus*. Lajeista riukukääpä (*Phellinus viticola*) voi kasvaa suhteellisen kuivalla lahoppuulla. Muista vanhojen metsien indikaattoreista rusokantokääpä (*Fomitopsis rosea*) näyttäisi olevan erityisen vaativa: kaikki havainnot (n = 11) olivat luonnontilaisista metsistä. Laji suosii suuriläpimittaista lahoppuuta. Lohkokääpä (*Diplomitoporus crustulinus*) ja liilakääpä (*Skeletocutis lilacina*), jotka tässä tutkimuksessa löytyivät käsitellyistä metsistä, voivat kasvaa myös suhteellisen pieniläpimittaisella lahoppuulla (Renvall 1995). Pursukääpä (*Amylocystis lapponica*) ja välkkyludekääpä (*Skeletocutis stellae*), jotka myös löytyivät poimintahakatuista metsistä, ovat uhanalaisia sieniä ja näyttävät vaativan suuria runkoja selviytyäkseen (Renvall 1995). Pursukäävän on todettu olevan herkkä hakkuun vaikutuksille (Bader ym. 1995, Bredesen ym. 1997) ja tässäkin tutkimuksessa esiintymät painoutuivat selvästi luonnontilaisiin metsiin.

Tulokset osoittavat selvästi, että metsiköt, joissa on tehty suuriläpimittaisen puiden poimintahakkuuta eivät ole pystyneet ylläpitämään lahottajasienilajiston monimuotoisuutta. Toisaalta mikroilmaston muutokset eivät poimintahakatuissa metsissä ole niin suuret kuin esim. avohakkuilla, mikä mahdollistaa sen, että osa vanhojen metsien lajeista, samoin kuin esim. pieniläpimittaisella lahoppuulla menestyvät harvinaiset lahottajasienet voivat elää poimintahakatuissa metsissä. Hakkuun intensiteetti kuitenkin vaikuttaa merkitsevästi lajistoon: mitä voimakkaampi hakkuu, sitä pienemmät laji- ja havaintomäärät.

Nykyinen poimintahakkuu, jota nimitetään toisinaan myös erirakenteisen metsän hakkuuksi, eroaa perinteisestä vuosisadan vaihteen harsintahakkuusta siinä, että nykyisin pyritään luontainen metsän erirakenteisuus säilyttämään poistamalla kaikenkokoista puuta. Tämä voi antaa paremmat mahdollisuudet säilyttää metsän lahottajasienten monimuotoisuutta. Monet lajit ovat kuitenkin osoittautuneet olevan hyvin herkkiä pienillekin ympäristömuutoksille. Tämä, samoin kuin kääpien rajallinen leviämiskyky johtavat helposti lajien häviämiseen käsitellyistä metsistä.

## Kirjallisuus

- Appelroth, E., Heikinheimo, O., Kalela, E.K., Laitakari, E., Lindfors, J. ja Sarvas, R. 1948. Julkilausuma. Eripainos Metsätaloudellisen Aikakauslehden vuoden 1948 numerosta. 1 p.
- Bader, P., Jansson, S. ja Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72:355-362.
- Bredesen, B., Haugan, R., Aanderaa, R., Lindblad, I., Økland, B. ja Øystein, R. 1997. Vedlevende sopp som indikatorarter på kontinuitet i østnorske granskoger. *Blyttia*

54:131-140.

Etelä-Taivalkosken hoitoalue. Yleinen kertomus ja taloussuunnitelma. Metsähallituksen Taivalkosken hoitoalueen arkisto.

Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gerhory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Leinkaemper, G.W., Cromack, Jr. K., ja Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advanced Ecological Research* 15:133-302.

Karjalainen, T. 1998. Luonnon oppialissa. Paljakan metsien ympäristöhistoria. Pro gradu-tutkielma, Oulun yliopisto, Humanistinen tiedekunta. 117 pp.

Keskusmetsäseura Tapio 1950. Metsäteknologia, oppi- ja käsikirja. - Yksityismetsänhoitajayhdistyksen oppikirjasarja No. 3. 925 s.

Kotiranta, H. ja Niemelä, T., 1996. Uhanalaiset käävät Suomessa. *Ympäristöopas*, 10:1-184. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Kumpulainen, K., Itkonen, P., Jäkäläniemi, A., Leivo, A., Meriruoko, A. ja Tikkanen, E. 1997. Pohjois-Suomen vanhojen metsien inventointimenetelmä. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No. 72. 107 s.

Lindblad, I. 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. *Nordic Journal of Botany* 18(2):243-255.

Niemelä, T. 1999. Suomen kääpien määrittämissopas. Helsingin yliopiston kasvitieteen monisteita 169. Helsinki. 138 pp.

Pickett, S.T. ja White, P. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. 472 pp.

Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia*, 35:1-51.

Sarvas, R. 1944. Tukkipuun harsintojen vaikutus Etelä-Suomen yksityismetsiin. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 33(1):1-268.

Sippola, A-L, Lehesvirta, T. ja Renvall, P. 2000. Effects of selective logging on coarse

woody debris and diversity of wood-decaying polypores in Eastern Finland. –  
Ecological Bulletins (käsikirjoitus, tarjottu julkaistavaksi)

Sippola, A-L ja Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. *Forest Ecology and Management* 15:183-201.

Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1996. Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa.  
Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III. Suomen ympäristö 30, Helsinki.  
108 s.

Ympäristöministeriö 1996. Valtioneuvoston periaatepäätös vanhojen metsien suojelemisesta.  
Tiedote, 2 s.

# Vesiensuojelun näkökohtia alue- ekologiseen suunnitteluun

---

**Eero Kubin**

Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema,  
Kirkkosaarentie 7, 91500 MUHOS  
eero.kubin@metla.fi

## **1 Takana ympäristönäkökohtien vuosikymmen**

Taakse jäänyttä 1990-lukua voidaan metsien hoidon suhteen pitää ympäristönäkökohtien vuosikymmenenä. Aluksi huomio kiinnittyi metsätalouden vesiensuojeluun, sitten monimuotoisuuden säilyttämiseen ja toiminnan ekologiseen kestävyys. Keskeiseksi periaateeksi on tullut, että metsien käsittelyn ympäristövaikutukset pyritään kaikissa toiminnan vaiheissa minimoimaan.

Ympäristövaikutukset uudella tavalla huomioonottavan metsänhoidon tausta on useissa kansainvälisissä sopimuksissa. Näistä merkittävin on YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi Rio de Janeirossa (UNCED 1992). Kokouksessa hyväksytyihin metsäperiaatteisiin on kirjattu mm. metsien kestävä käyttö, suojelu ja monimuotoisuuden säilyttäminen koskemaan kaikkia maapallon metsiä. Kestävän metsätalouden periaatteiden viemistä kansalliselle tasolle jatkettiin vuonna 1993 Euroopan metsäministerikokouksessa ja sittemmin sen seurantakokouksissa.

Ekologisesti kestävä metsätalouden periaatteiden edistämiseksi on Suomessa tehty paljon työtä. Metsä- ja luonnonsuojelulait on uusittu ja uusissa metsänhoitosuosituksissa ympäristönäkökohdat ovat tulleet osaksi metsänhoidon toteutusta (Luonnonläheinen... 1994, Hänninen ym. 1996, Metsän... 1996, Hokajärvi 1997, Metsätalouden... 1997). Arvokkaiden elinympäristöjen kartoittamis- ja hoito-oppaita on laadittu (Meriluoto 1995, Meriluoto ja Soininen 1998, Metsäluonnon... 1998) sekä lisätty monimuotoisuuden tutkimusta (Kouki 1993, Raivio 1995, Annila 1998). Linjaukset kehitykselle antoi metsätalouden ympäristöohjelma (Maa... 1994), johon kirjatulla toimilla on arvioitu vesistökuormituksen alenevan huomattavasti vuoteen 2005 mennessä (Vesiensuojelun... 1998).

Osana tapahtunutta muutosta metsähallitus on kehittänyt hallinnassaan oleviin metsiin yhdessä Suomen ympäristökeskuksen kanssa alue-ekologisen suunnittelun menetelmän (Metsätalouden... 1997, Alue-ekologinen... 1998), josta on tullut osa metsätalouden suunnittelu-järjestelmää jonka muita osia ovat luonnonvarasuunnitelma ja toimenpidesuunnitelma. Luonnonvarasuunnitelma ohjaa maankäyttöä maakuntiakin laajemmilla alueilla ja luo puitteet

alue-ekologisille suunnitelmille. Alue-ekologisten suunnitelmien laatiminen aloitettiin Suomensalmen Vuokista vuonna 1994 (Keränen ym. 1999). Niiden tavoite on ylläpitää ja edistää monimuotoisuutta turvaamalla alueella olevan luontaisen eliölajiston säilymis- ja leviämismahdollisuudet sekä turvata riittävästi luontaisen eliölajiston tarvitsemia elinympäristöjä. Silloin kun nämä kohteet ovat vesiin rajoittuvia alueita, niiden metsänkäsittelytavalla on myös vesien-suojelullista merkitystä.

## 2 Vesistövaikutusten torjuntatapoja

Metsätalouden aiheuttamia vesistövaikutuksia voidaan torjua käyttämällä suojavyöhykkeitä, kaivukatkoja ja saostusaltaita tai johtamalla vesi erilliselle pintavalutuskentälle ennen vesistöön päästämistä. Saostusaltat ja kaivukatkot ovat olleet jo pitkään käytössä turvemilla. Myös suojavyöhykkeiden käytöstä on kokemusta jo useamman vuoden taakaa.

Uudistusalan ja puron väliin jätettävän suojavyöhykkeen on osoitettu estävän tehokkaasti veden laatuun muutoksia (Huttunen ym. 1990, Holopainen ja Huttunen 1998). Sen sijaan pintavalutus-  
kentän käyttö uudistamisesta tai ojien perkauksesta aiheutuvien vesistövaikutusten torjunnassa on vielä varsin uutta. Menetelmän periaate on johtaa alueelta purkautuvat vedet pintavalutus-  
kentän läpi ennen vesistöön päästämistä. Ensimmäiset tulokset uudistusosalta purkautuvien vesien puhdistamisesta pintavalutus-  
kentän avulla ovat hyvät (Kubin ym. 1997), joten menetelmän on syytä toivoa yleistyvän myös käytännön toimenpiteenä silloin, kun uudistusalla tarvitaan myös vesitalouden järjestelyä. Pintavalutus-  
kenttä pidättää tehokkaasti varsinkin kiintoainesta, mutta se estää myös ravinteiden huuhtoutumista.

## 3 Ekologinen käytävä ja vesistövaikutusten torjunta

Vesien suojelua varten jätettävillä suojavyöhykkeillä ja alue-ekologisen suunnitelman ekologisilla käytävillä on tietyiltä osin selvä yhtymäkohta. Käytävät rajataan usein purojen varsille; puronvarsien suojavyöhykkeet, järvien ja lampien lähiympäristöt sekä kosteikot ovat ekologisen käytäväverkoston perusosia (Metsätalouden... 1997). Ne ovat myös uuden metsälain mukaan monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeitä elinympäristöjä (Metsäluonnon... 1998), joissa metsän käyttö tulee tehdä elinympäristön ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Näiden kohteiden käsittelemättä jättäminen tai varovainen käsittely ylläpitää luonnon senhetkistä monimuotoisuutta ja samalla edistää vesien suojelua. Luonnon monimuotoisuuden ja lajien uhanalaisuuden kannalta monet kosteat ja rehevät elinympäristöt ovat arvokkaita säilytettäväksi myös täysin luonnontilaisina.

Ennen metsälain uusimista puronvarsimetsät saatettiin uudistaa vesirajaa myöten ilman suojavyöhykkeitä, eikä purkautuvia vesiä puhdistettu selkeytysaltaissa tai pintavalutus-  
kenttää apuna

käyttäen. Tällöin vesistöihin pääsi vapaasti ravinteita ja kiintoainesta, mistä seurasi paikoin huomattavaa vesien kuormitusta ja rehevöitymistä. Yhdistämällä ekologisissa käytävissä monimuotoisuus- ja vesiensuojelutavoitteet, käytävien ekologinen merkitys korostuu ja ne edistävät myös vesiensuojelulle asetettujen tavoitteiden toteutumista.

## 4 Kehittämistarpeita

Uudet metsänhoitosuositukset luovat hyvän perustan metsätalouden vesiensuojelulle ja luonnon monimuotoisuuden säilyttämiselle. Puronvarsiin ja kosteikkoihin sijoittuvat ekologiset käytävät toimivat suojavyöhykkeiden tavoin ja edistävät vesiensuojelua. Tarkentavaa tietoa tarvitaan kuitenkin suojavyöhykkeiden ja pintavalutuskenttien toimivuudesta pitemmällä aikavälillä. Lisätutkimuksia tarvitaan myös suojavyöhykkeiden koosta vesiensuojelun, luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen ja metsätalouden harjoittamisen kannalta.

## Kirjallisuus

Alue-ekologinen suunnittelu valtion metsissä. 1998. Esite. 4 s. Metsähallitus.

Annala, E. (toim.). 1998. Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 1-335.

Holopainen, A.-L. & Huttunen, V. 1998. Impact of forestry practices on ecology of algal communities in small brooks in the Nurmes experimental forest area, Finland. *Boreal Environmental Research* 3: 63-73.

Hokajärvi, T. (toim.). 1997. Metsänhoito-ohjeet. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 10: 1-58.

Huttunen, P., Holopainen, A.-L. & Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutukset purojen veden laatuun ja vesibiologiaan. Joensuun yliopisto. Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 91: 1-32.

Hänninen, E., Kärhä, S. & Salpakivi-Salomaa, P. 1996. Forestry and the protection of watercourses. 23 s. Metsäteho. Helsinki.

Keränen, E., Eskola, T., Hartikainen, E., Kaukonen, M., Laitinen, T., Louhisalmi, K., Sarajärvi, K. ja Tyni A. 1999. Loukusa-Kosto alue-ekologinen suunnitelma. 61 s. Metsähallitus.

- Kouki, J. 1993. Luonnon monimuotoisuus valtionmetsissä - katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A(II): 1-88.
- Kubin, E., Ylitolonen, A., Välihalo, J. & Eskelinen, J. 2000. Prevention of nutrient leaching from a forest regeneration area by applying overland flow. Julkaisussa M. Haigh and J. Křeček (eds.), Environmental reconstruction in headwater areas, 161-169. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Luonnonläheinen metsänhoito. Metsänhoitosuosituksat. 1994. Metsäkeskus Tapion julkaisu 6/1994: 1-67.
- Meriluoto, M. 1995. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Tunnistaminen ja hoitosuosituksia. Metsäkeskus Tapion julkaisu 12/1995: 1-32.
- Meriluoto, M. & Soininen, T. 1998. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. 192 s. Metsälehti Kustannus. Helsinki.
- Metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. 1998. 160 s. Maa- ja metsätalousministeriö
- Metsän uudistaminen. 1996. 64 s. UPM-Kymmene Metsä.
- Metsätalouden ympäristöopas. 1997. 130 s. Metsähallitus.
- Maa- ja metsätalousministeriön vahvistama metsätalouden ympäristöohjelma 1994. 30 s. Maa- ja metsätalousministeriö. Ympäristöministeriö.
- Raivio, S. (toim.). 1995. Talousmetsien luonnonsuojelu - yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A (43): 1-147.
- UNCED 1992. YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi. Rio de Janeiro 3.-14.6.1992. Ympäristöministeriö ja ulkoasiainministeriö: 1-239.
- Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. 1998. Suomen ympäristö 226:1- 82. Ympäristöministeriö.

# Suojelualueita täydentävien vanhojen metsien valinta monitavoitteisen optimoinnin menetelmällä

---

Paula Siitonen\*, Esko Keränen, Antti Lehtinen, Kari Louhisalmi, Antti Tanskanen, Arvo Tyni & Päivi Virnes

\*Suomen ympäristökeskus,  
PL 140, 00251 HELSINKI,  
paula.siitonen@vyh.fi

## 1 Johdanto

Metsäsuunnittelun keskeinen tavoite on sovittaa yhteen metsäalueen ekologiset, taloudelliset ja muut käyttötarpeet. Metsästä saatavan taloudellisen hyödyn ohella tulisi ylläpitää alueelle tunnusomaisten lajien populaatiot elinkelpoisina pitkällä aikajänteellä sekä turvata alueelle luonteenomaisten ekosysteemien toiminta (Hallman ym. 1996). Nykyiset suojelualueet eivät todennäköisesti yksin riitä lajien ja elinympäristöjen säilyttämiseen (Virkkala 1996). Suojelualueiden verkostoa tulee siksi täydentää talousmetsien säästokohteilla. Kaikkia metsiä ei ole mahdollista suojella, joten säästettävien metsien tulee olla tarkoitukseen parhaiten soveltuvia ja suojelualueverkostoa tehokkaimmin täydentäviä. Metsien monien eri käyttötavoitteiden yhteensovittamiseen, erilaisten suunnitelmavaihtoehtojen vertailuun, suojelualueiden laadulliseen ja alueelliseen täydentämiseen, yksittäisten kuvioiden suojelu- ja hakkupäätösten tekemiseen sekä suunnitelmien toteutumisen seurantaan tarvitaan paikkatietoavusteisia monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmiä.

Optimointimenetelmiä on alettu viime vuosina enenevässä määrin soveltaa suojelualueverkoston arvioinnissa ja sitä täydentävien kohteiden valinnassa (mm. Margules ym. 1988, Pressey & Nicholls 1989, Saetersdal ym. 1993, Williams ym. 1996, Pressey ym. 1996, 1997, Csuti ym. 1997, Church ym. 2000, Siitonen ym. 2000a). Metsäsuunnittelussa optimointimenetelmiä on käytetty jo pitkään (kts. mm. Dyer ym. 1979, Pukkala & Kangas 1993, Church ym. 2000). Optimointimenetelmissä perättäisiä valintoja tekevillä algoritmeilla haetaan asetetut tavoitteet mahdollisimman hyvin saavuttavien kohteiden verkostoja. Käytännönläheisiä alue-ekologisen metsäsuunnittelun tarpeita vastaavia työvälineitä, joissa monien laadullisten ja alueellisten tavoitteiden haku ja suunnitelmavaihtoehtojen vertailu on mahdollista, ei juurikaan ole saatavilla.

Tässä artikkelissa kuvataan monitavoitteisen optimoinnin menetelmän (MoniOpti) (Siitonen ym. 2000a, Siitonen ym. 2000b) käyttö alue-ekologisessa suunnittelussa Metsäkylä-Jokijärven

suunnittelualueella Pohjois-Suomessa. Menetelmällä valittiin nykyisiä suojelualueita laadultaan, pinta-alaltaan ja sijainniltaan ekologisesti mahdollisimman hyvin ja mahdollisimman pienillä taloudellisilla kustannuksilla täydentäviä vanhoja metsiä. Menetelmä on kuvattu tarkemmin julkaisussa (Siitonen ym. 2000a).

Tutkimus on osa maa- ja metsätalousministeriön rahoittamaa *Alue-ekologisen suunnittelun ekologiset perusteet ja käytännön menetelmät*-hanketta (Siitonen 1998). Tutkimus liittyy Ilkka Hanskin johtamaan *Metsäluonnon biodiversiteetti: Alue-ekologia ja lajien esiintyminen monimuotoisessa elinympäristössä*-tutkimushankkeeseen, jota rahoittavat Suomen Akatemia, Maa- ja metsätalousministeriö ja Ympäristöministeriö. Tässä esiteltävän kokonaisuuden päättäjän ja koordinaattorin Paula Siitonen (Suomen ympäristökeskus) tehtäviin kuului mm. menetelmäkokonaisuuden suunnittelu ja kehittäminen, soveltaminen Metsäkylä-Jokijärven tilanteeseen sekä tulosten analysointi. Antti Tanskanen (Helsingin yliopisto, matematiikan laitos) on kehittänyt ja ohjelmoinut erityisesti optimointialgoritmeja ja tehnyt aineiston ATK ajon. Antti Lehtinen (Helsingin kauppakorkeakoulu) on kehittänyt ja tehnyt paikkatietoanalyysyjä. Tavoitteiden määrittelyyn ja tulosten analysointiin osallistui Metsäkylä-Jokijärven alue-ekologisen suunnittelun tiimi, johon kuuluivat Esko Keränen (Metsähallitus, metsätalous), Kari Louhisalmi (Metsähallitus metsätalous), Arvo Tyni (Metsähallitus, metsätalous) ja Päivi Virnes (Metsä-hallitus, luonnonsuojelu).

## 2 Monitavoitteisen optimoinnin menetelmä MoniOptia

Metsäkylä-Jokijärven vanhojen metsien kohteiden valintaan käytettiin erityisesti alue-ekologista metsäsuunnittelua varten kehitettyä askeltavaa heuristisen monitavoitteisen optimoinnin menetelmää MoniOptia. MoniOptin käytön työvaiheet ovat eri suunnitelmavaihtoehtojen laadullisten tavoitteiden ja kohteiden alueellisen jakauman tavoitteiden määrittely, tavoitteet mahdollisimman hyvin saavuttavien kohteiden haku ja suunnitelmavaihtoehtojen vertailu.

### 2.1 Suunnitelmavaihtoehtojen tavoitteiden määrittely

Lajien ylläpitämiseksi elinkelpoisina populaatioina tulisi suojelukohteiden verkostoon sisältyä riittävän laajalti ja useita kertoja ainakin sellaisten lajien elinympäristöjä, joita ei voida ylläpitää talousmetsissä (Virkkala 1996, Esseen ym. 1997, Haila ym. 1994). Tavoitteen tarkempi määrittely populaatio-ekologisesta näkökulmasta on ongelmallista, koska lajikohtaista tietoa pienimmän elinkelpoisen populaation koosta ja sen ylläpitämiseen tarvittavien elinympäristöjen ”riittävästä” määrästä ei juurikaan ole saatavilla (SOU 1997, Esseen ym. 1997). Monimuotoisuuden suojelun pitkän tähtäimen tavoitteiden asettaminen metsäsuunnittelussa perustuu alueen metsien luontaisen dynamiikan jäljittelyyn ja ekologiaaltaan hyvin tunnettujen indikaattorilajien elinympäristövaatimuksiin (Esseen ym. 1997, Angelstam 1997).

MoniOptilla suunnittelualueelle laaditaan yksi tai useampia vaihtoehtoisia suunnitelmia. Jokaisessa suunnitelmassa määritellään tavoitteet tarkasteltaville ominaisuuksille, kuten elinympäristöjen osuuksille tai pinta-aloille. Tavoitteet voivat olla suhteellisia (prosenttia elinympäristön pinta-alasta tai populaation koosta) tai absoluuttisia lukuja (esimerkiksi indikaattorilajien määrä tai elinympäristön pinta-ala). Ne voivat liittyä kuvioden laadullisiin ominaisuuksiin kuten puustoon ja luontokohteisiin tai alueellisiin ominaisuuksiin kuten pinta-alaan ja kuvioden sijaintiin (sijaintioptimointi). Tavoitteet voivat olla sisäkkäisiä (esimerkiksi 20 % yli 100 vuotiaiden kuusikoiden pinta-alasta ja 40 % yli 140 vuotiaiden metsien pinta-alasta). Vertailuluku voi olla eri kuin haettava tavoite (esimerkiksi kuusikoiden osuus 40 % yli 100 vuotiaiden metsien pinta-alasta). Tavoitteet voidaan määrittellä koko suunnittelualueelle tai sen osille erikseen.

Käytännön suunnittelua varten määritellään yleensä muutamia päätavoitteita, joille asetetaan korkea painokerroin. Päätavoitteet täyttävien kohteiden valintajärjestys määritellään aputavoitteilla, joiden painokerroin on päätavoitteita alhaisempi.

Kustannuksiksi voidaan määrittellä kuvioden lukumäärä, maapohjan hinta, puun hinta tai muu taloudellinen arvo.

## 2.2 Kohteiden alueellisen jakauman tavoitteiden määrittely

Sopivan elinympäristön kokonaispinta-ala on tärkein siihen erikoistuneiden lajien säilymistä määräävä tekijä. Aikaisemmin yhtenäisten elinympäristöjen pirstoutuminen eli jakaantuminen entistä pienempiin ja toisistaan kauempana sijaitseviin osiin vaikeuttaa erityisesti monien huonosti leviävien lajien säilymistä (Saunders ym. 1991). Sijaintioptimoinnilla pyritään sijoittamaan tavoiteltujen elinympäristöjen kokonaispinta-ala siten, että siitä saatava ekologien hyöty maksimoituu.

Sijaintioptimoinnissa käytetään kolmea tavoitetta (Siitonen ym. 2000a):

1. Yhtenäisen (suojelu)alueen koko. Elinympäristölaikun koko vaikuttaa ratkaisevasti siinä elävien lajien populaatioiden kokoon ja pysyvyyteen (Haila ym. 1994). Pienten eristyneiden elinympäristölaikkujen pienet eliöpopulaatiot tuhoutuvat helposti. Suurten elinympäristölaikkujen suuret ja pysyvät populaatiot voivat toimia lähdepopulaatioina, joista siirtyy yksilöitä lähellä sijaitsevien pienten elinympäristölaikkujen häviämisherkkiin pieniin populaatioihin (Virkkala 1996). Laajojen vanhan metsän ydinalueiden ja niissä elävien suurien lähdepopulaatioiden turvaaminen on tärkeää koko populaation säilymisen kannalta. Toisaalta suuret alueet voivat olla kokonsa nähden tehottomia. Pelkkä yhtenäisen alueen pinta-alan maksimointi johtaa helposti parin laajan suojelualueen muodostumiseen.

Yksittäisen suojelualan tavoitepinta-alaksi asetetaan esimerkiksi 100–200 ha. Suojelualan tai muun ensin valitun kuvion pinta-alaa pyritään tuolloin kasvattamaan 100 hehtaariin saakka antamalla siihen rajautuville kuvioille lisäarvoa. 100–200 hehtaarin välillä yhtenäisen suojelualan pinta-alan kasvaminen ei tuo ehdolla olevalle kuviolle lisäarvoa. Yli 200 hehtaarin laajuisten kuvioyhdistelmien muodostumista jarrutetaan antamalla niihin rajautuville ehdolla oleville kuviolle negatiivisia arvoja yhtenäisen alueen koon perusteella. Samalla periaatteella voidaan asettaa tavoite tietyllä maksimietäisyydellä toisiinsa yhdistyvien kuvioiden muodostaman joukon pinta-alalle.

2. Yhdistyvyys. Lähellä toisiaan sijaitsevien vanhan metsän kuvioiden muodostamien ryhmien yhteispinta-ala. Monien lajien populaatiot koostuvat toisiinsa muuttoliikkeen välityksellä yhteydessä olevista paikallispopulaatioista. Populaation pysyvyyteen vaikuttaa elinympäristön kokonaispinta-ala, elinympäristölaikkujen väliset etäisyydet ja laikkujen koko. Lähellä toisiaan sijaitsevat suuret elinympäristölaikut, joiden kokonaispinta-ala on suuri pystyvät ylläpitämään elinkelpoisempia ja suurempia populaatioita kuin kaukana toisistaan sijaitsevat pienet elinympäristölaikut (kts. mm. Hanski & Gilpin 1997).

Yhdistyvyyden laskentaa varten määritellään etäisyys, jota lähempänä toisiaan sijaitsevat kohteet lasketaan yhdistyväksi alueeksi. Yhdistyvyysetäisyys on lajikohtainen tieto joka riippuu mm. lajin leviämiskyvystä. Kuvion yhdistyvyysarvo on sitä suurempi, mitä suuremman lisäyksen se tuo entuudestaan yhdistyvien kuvioiden kokonaispinta-alaan. Yhdistyvyydellä haetaan erityisesti (suojelu)alueita yhdistäviä askelkiviä ja ekologisista käytäviä.

3. Eristyneisyys. Eri elinympäristöjen alueellisen edustavuuden varmistamiseksi tulisi suojelukohteiden jakaantua suunnittelualueelle tasaisesti. Uusia suojelualueita pyritään siksi perustamaan kauaksi jo valituista alueista. Tavoite on käänteinen suojelualan koon kasvattamiselle ja yhdistyvyydelle. Eristyneisyyden laskemista varten lasketaan jokaisen ehdolla olevan kuvion etäisyys lähimmästä jo valitusta alueesta ja painotetaan kaukana sijaitsevia kohteita. Teknisesti koko etäisyysmatriisin (jokaisen kuvion etäisyys jokaiseen kuvioon) käyttö ei ole aina mielekäästä, joten mukaan otetaan kuvioiden väliset etäisyydet tiettyyn raja-arvoon saakka. Sitä kauempana olevat kohteet luokitellaan ääretömän kaukana sijaitseviksi ja niiden etäisyysarvo on vakio.

### **2.3 Tavoitteet parhaiten saavuttavan kuviojoukon haku optimointialgoritmeilla**

Tavoitteiden määrittelyn jälkeen lasketaan kunkin tavoitteen saavuttamiseksi tarvittava pinta-ala, kuviomäärä tms. Jokaiselle kuviolle lasketaan sen hinta eli sen valinnasta koituvat kustannukset valittua kustannusfunktiota käyttäen.

Tämän jälkeen haetaan heuristisella askeltavalla optimointialgoritmillä tavoitteet mahdollisimman hyvin saavuttavien kuvioiden joukko. Menetelmä valitsee ensin kuvion joka saavuttaa asetettuja moniulotteisia tavoitteita eniten. Sen jälkeen lasketaan kuinka paljon jäljellä olevista tavoitteista on vielä saavuttamatta. Tämän jälkeen valitaan kuvio, joka saavuttaa jäljellä olevia tavoitteita eniten. Näin jatketaan kunnes tavoitteet on saavutettu niin hyvin kuin mahdollista. Esivalinnalla voidaan pakottaa mukaan joukko kuvioita, esimerkiksi suojelualueita. Tällöin lasketaan aluksi kuinka suuri osa asetetuista tavoitteista saavutetaan esivalituilla kuvioilla. Tämän jälkeen valitaan jäljellä olevia tavoitteita parhaiten saavuttavia kuvioita yksi kerrallaan kunnes tavoitteet on saavutettu niin hyvin kuin mahdollista.

Kuvion valintajärjestys perustuu tavoitteiden saavuttamisasteiden avulla laskettavaan arvosummaan. Jokaisella kierroksella lasketaan kuinka suuren osan vielä täyttymättömistä tavoitteista kukin kuvio saavuttaa, ja lasketaan yhteen näiden tavoitteiden osuudet. Tämä tavoitesumma on kuvion arvo suhteessa asetettuihin tavoitteisiin (kts. tarkemmin Siitonen ym. 2000a). Tavoitesummaan lasketaan mukaan myös kuvion arvo suhteessa sijaintioptimoinnin tavoitteisiin. Kuvion arvo = laadullinen arvo + sijaintiarvo. Sijaintiarvo = yhtenäisen alueen pinta-ala-arvo + yhdistyvyysarvo + eristyneisyysarvo. Yhtenäisen alueen pinta-ala-arvo on yhtenäisen alueen kokonaispinta-ala ehdolla olevan kuvion lisäämisen jälkeen. Tätä arvoa verrataan asetettuun tavoitepinta-alaan. Yhdistyvyysarvo on määritellyllä etäisyydellä yhdistyvän kuviojoukon kokonaispinta-alan erotus ennen ja jälkeen ehdolla olevan kuvion lisäämistä. Eristyneisyysarvo on ehdolla olevan kuvion ja lähimmän jo valitun kuvion välinen etäisyys.

Menetelmä voidaan säätää siten, että se pyrkii täyttämään ensisijaisesti niitä yksittäisiä tavoitteita, joista suurin osa on vielä saavuttamatta ja jättää jo lähes saavutetut tavoitteet vähemmälle huomiolle. Tavoitteille voidaan asettaa myös muita painokertoimia. Laskennan jälkeen suunnitelmavaihtoehtoja verrataan tavoitteiden saavuttamisasteen ja kustannusten perusteella.

Optimointimenetelmällä valittujen kuvioiden joukkoa voidaan täydentää jälkivalinnalla. Tällöin kuviojoukkoon lisätään jälkikäteen kuvioita, esimerkiksi uusia suojelualueita, ja lasketaan niiden tavoitteisiin tuoma lisäys.

## 2.4 Suunnitelmavaihtoehtojen vertailu

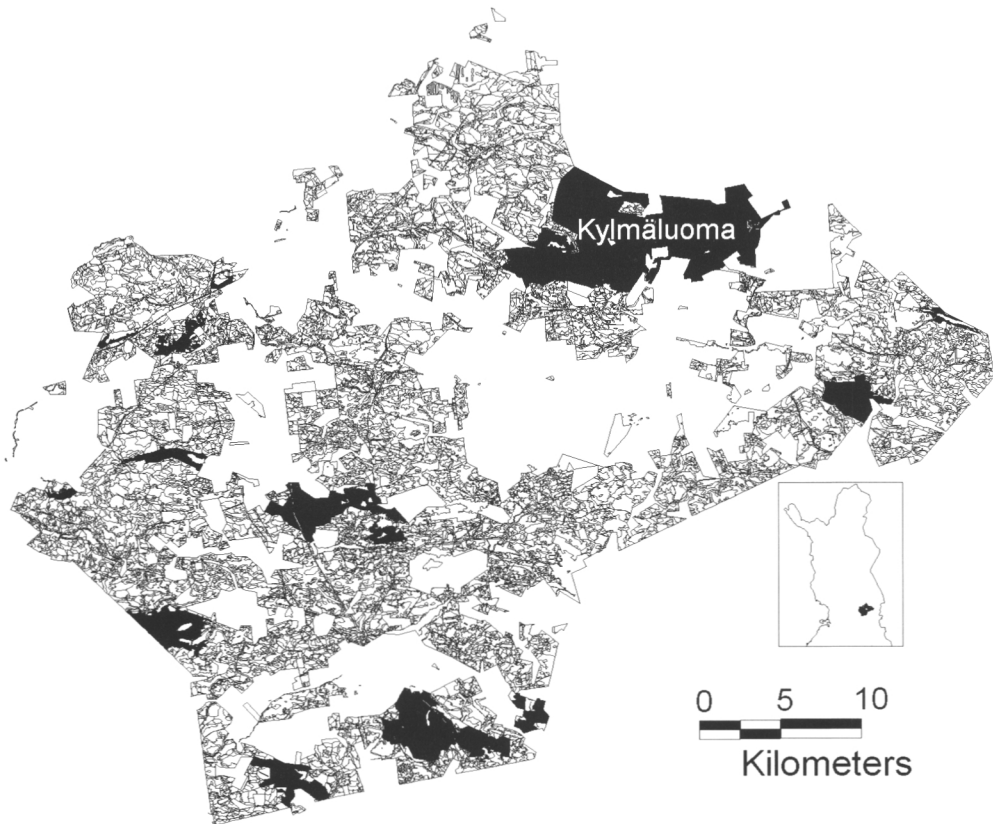
Suunnitelmavaihtoehtoja verrataan toisiinsa tavoitteiden saavuttamisasteiden ja kustannusten avulla. Lisäämällä ja poistamalla yksittäisiä kuvioita voidaan arvioida niiden suojelun ekologia ja taloudellisia vaikutuksia.

### 3 Metsäkylä-Jokijärven alue-ekologisen suunnittelun alue

Metsäkylä-Jokijärven alue-ekologisen suunnittelun alue sijaitsee Taivalkosken kunnassa Pohjois-Suomessa (kuva 1, sivu 38). Suunnittelualueen kokonaismaapinta-ala oli noin 90 000 ha josta metsämaata oli noin 63 000 ha. Suojelualueita oli yhteensä noin 6 000 ha. Niistä noin 3 700 ha oli metsämaalla. Alueella on lisäksi n. 7 000 ha laajuinen Kylmäluoman retkeilyalue. Suurin osa metsämaan metsistä (noin 50 000 ha) oli mäntyvaltaisia. Kuusivaltaisia oli noin 12 000 ha ja koivuvaltaisia vain noin 1 000 ha. Noin kolmasosa metsämaan metsistä (21 000 ha) oli 20-40 vuotiaita. Alle 20 vuotiaita metsiä oli noin 16 % (noin 10 000 ha) ja yli 140 vuotiaita noin 20 % (12 469 ha) metsämaan pinta-alasta (taulukko 1, sivu 39).

Säästettävät vanhat metsät valittiin Metsähallituksen paikkatietojärjestelmään tallennettujen tietojen perusteella. Elävän puuston tiedot ja kasvupaikkatiedot olivat saatavilla kaikilta kivi- oilta. Alue-ekologisen suunnittelun yhteydessä oli mitattu lahoppuusto kaikilta talousmetsien

Kuva 1. Metsäkylä-Jokijärven alue. Kylmäluoman retkeilyalue ja suojelualueet tummennettuina.



ja Kylmäluoman retkeilyalueen vanhojen metsien kuvioilta sekä vanhojen metsien suojelualueilta (yhteensä noin 9 000 ha). Kääpälaajisto oli inventoitu Kylmäluoman retkeilyaluetta lukuunottamatta kaikilta vanhojen metsien kuvioilta joiden luontoarvot tulisi vanhojen metsien suojelutyöryhmän mukaan säilyttää alue-ekologisella suunnittelulla (ns. a-alueet) tai joita ei valittu suojeltavaksi (ns. p-alueet). Kylmäluoman retkeilyalueelta ja vanhojen metsien inventointien ulkopuolelle jääneiltä talousmetsien alueilta kääpäinventoinnit tehtiin niiltä kuvioilta, joilla lahopuuta mitattiin yli 20 m<sup>3</sup>/ha.

Taulukko 1. Suunnittelualan maankäyttö.

	Koko Suunnittelu- alue (ha)	Kylmäluoman retkeilyalue (ha)
Suunnittelualan pinta-ala	96289	7073
Suunnittelualan maapinta-ala	90408	6066
Metsämaan pinta-ala	64288	4415
- yli 140 vuotias metsämaan metsä	12515	2332
Kitumaan pinta-ala	10822	698
Joutomaan pinta-ala	13544	907
Muuta maata (teitä yms)	1754	45

## 4 Suojelualueita täydentävien vanhojen metsien haku Metsäkylä-Jokijärven alueella

### 4.1 Määrällisten ja laadullisten tavoitteiden asettaminen

Säästettävien vanhan metsän kohteiden valitsemiseksi laadittiin suunnittelualueelle kolme vaihtoehtoista suunnitelmaa: suojeluvaihtoehto, keskivaihtoehto ja talousvaihtoehto. Jokaisessa suunnitelmassa määriteltiin tavoitteet vanhojen kuusivaltaisten (kuusta yli 50 % puuston tilavuudesta), koivuvaltaisten ja mäntyvaltaisten metsien pinta-alalle koko suunnittelualueella (taulukko 3, sivu 41) sekä erikseen Kylmäluoman retkeilyalueella (taulukko 4, sivu 42). Vanhoilla metsillä tarkoitettiin tässä yli 140-vuotiaita uudistuskypsiä mäntyvaltaisia tai kuusi-valtaisia metsiä sekä yli 100 vuotiaita uudistuskypsiä koivuvaltaisia metsiä. Koivuvaltaisten metsien ikärajaa alennettiin, koska niitä oli alueella luonnontilaan verrattuna vähän.

Tavoitteiden määrittelyn lähtökohtana oli, että uusien suojeltavien vanhojen metsien osuus voi suunnittelualueella olla 2-4 % talousmetsien metsämaan pinta-alasta. Kylmäluoman retkeilyalue on erityiskohde, jossa metsiä käsitellään virkistyskäytön ehdoilla. Esimerkiksi Kylmäluoman koivikoita ja kuusikoita ei tulla uudistamaan. Säästettäviä vanhoja metsiä voi Kylmäluomassa olla siksi suhteessa enemmän kuin koko suunnittelualueella.

Päätavoitteiden määrittely perustui alue-ekologista suunnitelmaa varten lasketun metsien nykyisen ja luontaisen ikäjakauman vertailuun (taulukko 2, sivu 40). Luontainen ikäjakauma arvioitiin ASIO-mallin avulla (Angelstam ym. 1993). Luokittelun oletukset on esitetty tarkemmin alue-ekologisessa suunnitelmassa (Keränen ym. 2000).

ASIO-mallin perusteella suunnittelualueella olisi luonnontilassa nykyistä enemmän sekä nuoria (alle 20 vuotiaita) metsiä että yli 200 vuotiaita metsiä. Suunnittelualueella olisi luonnontilassa huomattavasti enemmän nuoria koivuvaltaisia ja mäntyvaltaisia metsiä, kun taas kuusivaltaisia nuoria metsiä olisi vähemmän. Alueella oli myös luontaista vähemmän yli 200 vuotiaita mänty- ja kuusivaltaisia metsiä. Kuusivaltaisten metsien osalta tilanne korjautuisi nopeimmin suojele- malla yli 140-vuotiaita kuusikoita, joita alueella oli melko runsaasti (taulukko 2, sivu 40).

Kolmea päätavoitetta tarkennettiin aputavoitteilla (taulukot 3-4, sivuilla 41 ja 42). Aputavoitteet määräävät ehdot täyttävien vanhan metsän kuvioiden valintajärjestyksen. Aputavoitteita olivat vanhan metsän piirteet kuten lahoppuun määrä, vanhojen haapojen määrä, indikaattorilajien ja arvokkaiden luontokohteiden esiintyminen. Päätavoitteiden ja aputavoitteiden painoarvo määriteltiin painokertoimilla. Päätavoitteiden painokertoimeksi asetettiin 1 ja kunkin aputavoitteen luku välillä 0-1. Lakisääteiset suojelualueet pakotettiin mukaan ennakkovalinnalla. Kustannuksena käytettiin maapohjan hintaa, jota varten tiedot saatiin Metsähallituksen hinnastosta.

Taulukko 2. Yli 140-vuotiaiden metsien pinta-ala ja osuus puulajivaltaisuusluokan kokonaispinta-alasta nykyään ja ASIO-mallin avulla simuloidussa luonnontilassa.

Elinympäristö- tyyppi	Yli 140 vuotiaiden metsien pinta-ala (ha) ja osuus elinympäristötyypin kokonaispinta-alasta metsämaalla (%)				Elinympäristötyypin kokonaispinta-ala metsämaalla (ha)	
	ASIO- malli *	Nykytila **	Nykyään suojeletut **	Kylmä- luoma	ASIO-mallin mukaan	Nyky- ään
Mäntyvaltaiset ja mäntyseka	5658 (10 %)	4947 (10 %)	932 (2 %)	1905	55585	49981
Kuusivaltaiset ja kuusiseka	1980 (69 %)	7494 (61 %)	2093 (17 %)	427	4695	12190
Koivuvaltaiset ja koivuseka	0	28 (3 %) (yli 100 v)	28 (3 %) (yli 100v)	0	2862	1024
Yhteensä	7637 (12 %)	12467 (20 %)	3053 (5 %)	2332	63143	63196

\* Prosenttia ASIO-mallin mukaan arvioidusta puulajivaltaisuusluokan kokonaispinta-alasta.

\*\* Prosenttia nykyisestä puulajivaltaisuusluokan kokonaispinta-alasta.

Taulukko 3. Pää- ja aputavoitteiden painokertoimet ja mittayksiköt koko suunnittelualueella (Siitonen ym. 2000a). Luvut ovat prosentteja elinympäristön kokonaispinta-alasta/lukumäärästä. \* = Ositteen ikä vähintään. Suluissa olevaa ikää käytetään, jos ensin mainitulla ehdolla ei löydy riittävästi kuvioita. Taulukossa Ha = hehtaaria, Kpl = lukumäärä.

Tavoitteet koko suunnittelualue Muuttujat	Mitta-yksikkö	Paino-kerroin	Talous-vaihtoehto	Keski-vaihtoehto	Suojelu-vaihtoehto
<b>Päätavoitteet</b>		%	%	%	%
Mäntyvaltaiset metsät yli 140 v ja kehitysluokka 40 (120 v) *	Ha	1	4	6	12
Kuusivaltaiset metsät yli 140 v ja kehitysluokka 40 (120 v) *	Ha	1	20	25	30
Koivuvaltaiset metsät yli 100 v ja kehitysluokka 40 (80 v) *	Ha	1	5	10	15
<b>Päätavoitteet yhteensä koko alue</b>			<b>8</b>	<b>12</b>	<b>16</b>
Suojelualueet (maankäyttöluokat 11-29, 47, 51) (ennakkovalinta)	Ha	1	100	100	100
<b>Aputavoitteet</b>					
Kuvio alle 1 ha ja lakisääteinen luontokohde	Kpl	0,01	100	100	100
Luontokohteita ainakin kaksi	Kpl	0,01	10	10	10
Monilajiset metsät; yli kaksi elävää puulajia	Ha	0,01	25	40	50
Kuviot, joissa haavan, raidan ja pihlajan osuus yli 35 % elävän puuston tilavuudesta	Ha	0,01	35	50	70
Kuusikot, joissa yli 150 m <sup>3</sup> elävää puuta	Ha	0,01	50	50	50
Kuviot, joilla jonkin elävän puun ositteen läpimitta yli 35 cm	Ha	0,01	50	50	50
Yli 20 m <sup>3</sup> lahoppuuta kuvioista	Ha	0,01	50	60	80
Yli 10 m <sup>3</sup> lahoppuuta kuvioista	Ha	0,01	25	30	40
Monilajiset metsät; kuollutta puuta yli 2 lajia	Ha	0,01	50	50	50
Kuviot, joilla jonkin lahoppuun ositteen läpimitta yli 35 cm	Ha	0,01	30	40	50
Valtakunnallisesti uhanalaisten lajien esiintymät	Kpl	0,01	25	40	25
Kuviot, joilla vähintään 3 indikaattorikäypälajia	Kpl	0,01	60	60	60
Erityisesti suojeltava laji	Kpl	0,01	100	100	100

Taulukko 4. Pää- ja aputavoitteiden painokertoimet ja mittayksiköt Kylmäluoman retkeilyalueella (Siitonen ym. 2000a). Säästettävien kuusi- ja koivuvaltaisten metsien tavoitepinta-ala on 100 %, koska näitä metsiä ei uudisteta Kylmäluomalla. Mäntyvaltaisten metsien osuus määräytyy koko alueen tavoitteiden ja kuusi- ja koivuvaltaisten vanhojen metsien pinta-alan perusteella. Kylmäluomalla ei ollut vanhoja koivuvaltaisia metsiä. \* = Ositteen ikä vähintään. Suluissa olevaa ikää käytetään, jos ensin mainitulla ehdolla ei löydy riittävästi kuvioita. Taulukossa Ha = hehtaaria, Kpl = lukumäärä.

Tavoitteet Kylmäluoma Muuttujat	Mitta-yksikkö	Paino-kerroin	Talous-vaihtoehto	Keski-vaihtoehto	Suojelu-vaihtoehto
<b>Päätavoitteet</b>		%	%	%	%
Mäntyvaltaiset metsät yli 140 v ja kehitysluokka 40 (120 v) *	Ha	1	15	25	50
Kuusivaltaiset metsät yli 140 v ja kehitysluokka 40 (120 v) *	Ha	1	100	100	100
Koivuvaltaiset metsät yli 100 v ja kehitysluokka 40 (80 v) *	Ha	1	100	100	100
<b>Aputavoitteet</b>					
Kuvio alle 1 ha ja lakisääteinen luontokohde	Kpl	0,01	100	100	100
Luontokohteita ainakin kaksi	Kpl	0,01	10	10	10
Monilajiset metsät, enemmän kuin kaksi elävää puulajia	Ha	0,01	25	50	50
Kuviot, joissa haavan, raidan ja pihlajan osuus yli 70 % elävän puuston tilavuudesta	Ha	0,05	70	70	70
Kuusikot, joissa yli 150 m <sup>3</sup> elävää puuta	Ha	0,01	50	50	50
Kuviot, joilla jokin osite yli 35 cm	Ha	0,01	50	50	50
Yli 20 m <sup>3</sup> lahoppuuta kuvioista	Ha	0,01	80	80	80
Yli 10 m <sup>3</sup> lahoppuuta kuvioista	Ha	0,01	40	40	40
Monilajiset metsät, kuolleen puun lajeja enemmän kuin kaksi	Ha	0,01	50	50	50
Kuviot, joilla jokin lahoppuun osite yli 35 cm	Ha	0,01	50	50	50
Valtakunnallisesti uhanalaisten lajien esiintymät	Kpl	0,01	25	25	25
Kuviot, joilla vähintään 3 indikaattorikäypälajia	Kpl	0,01	60	60	60
Erityisesti suojeltava laji	Kpl	0,01	100	100	100

## 4.2 Elinympäristöjen alueellisen jakauman tavoitteet

Kaikille kuviolle laskettiin ArcInfolla kuvion keskipisteen mukainen sijainti. Tämän jälkeen laskettiin kuvioiden keskipisteiden väliset etäisyydet. Keskipisteiden väliset etäisyydet poikkesivat muutamalla sadalla metrillä todellisista kuvioiden reunoista lasketuista lyhimmistä etäisyyksistä. Ero riippuu kuvion koosta ja muodosta. Suurin ero oli pitkien käytävätyyppisten kuvioiden kohdalla. Niiden ulottuma voi olla suuri (esim. jokivarret) ja todelliset, kuvion reunasta muiden kuvioiden reunoihin lasketut etäisyydet huomattavasti lyhyempiä kuin keski-pisteiden väliset etäisyydet. Lisäksi laskettiin kunkin kuvion todelliset rajanaapurit, joita käytettiin yhtenäisten alueiden laskentaan.

Elinympäristöjen alueelliselle jakaumalle asetettiin seuraavat tavoitteet:

1. Yksittäisen yhtenäisen suojelun alueen kokonaispinta-alan tavoitteeksi asetettiin 100-200 ha.
2. Toisiinsa yhdistyvien alueiden keskipisteiden etäisyytenä käytettiin 1000 metriä mikä vastanee keskimäärin 600-800m metsäkuvionreunasta reunaan mitattuja etäisyyksiä. Esimerkiksi vanhan metsän indikaattorilaji pohjanrypykkä (*Phlebia centrifuga*) leviää tutkimusten mukaan ainakin 1000 metrin päähän itiöemästä (Penttilä ym. 1999, Siitonen ym. 1999). Mitä suuremman ryhmän valitut kuviot muodostavat, sitä suuremman ja pysyvemmän populaation ne pystyvät teoriassa ylläpitämään.
3. Eristyneisyyden laskemista varten laskettiin jokaisen ehdolla olevan vanhan metsän kuvion etäisyys lähimmästä jo valitusta vanhan metsän alueesta ja painotettiin kaukana sijaitsevia kohteita. Mukaan otettiin kuvioiden väliset etäisyydet 5 km asti. Yli 5km päässä olevat kohteet luokiteltiin äärettömän kaukana sijaitseviksi ja niiden etäisyysarvo oli vakio.

## 4.3 Kuviojoukon haku optimointimenetelmällä

Maapohjan hinnan perusteella laskettiin jokaisen kuvion kustannukset sekä tavoitteita vastaavat todelliset pinta-alat. Optimointimenetelmällä haettiin tämän jälkeen kuviojoukko, jolla kussakin eri suunnitelmavaihtoehdossa asetetut tavoitteet saavutetaan mahdollisimman hyvin, mahdollisimman pienillä kustannuksilla. Ensiksi valittiin kaikki lakisääteiset suojelalueet (esivalinta) ja laskettiin kuinka suuri osa tavoitteista niillä saavutettiin (ensimmäinen valintakierros). Tämän jälkeen sopivia vanhoja metsiä haettiin Kylmäluoman retkeilyalueelta (toinen valintakierros). Ensin valittiin kuvio, jolla saavutettiin jäljellä olevista tavoitteista eniten. Tämän jälkeen lisättiin yksi kerrallaan kuvio, joka saavutti eniten vielä jäljellä olevia tavoitteita. Näin jatkettiin kunnes tavoitteet oli saavutettu niin hyvin kuin mahdollista. Kylmäluoman jälkeen haettiin samalla periaatteella talousmetsistä kuviot, jotka tarvittiin vielä täyttymättömien tavoitteiden saavutta-

miseen (kolmas valintakierros).

Kaikkien Kylmäluoman vanhan metsän kuvioiden valinta estettiin asettamalla valittujen kuvioiden kokonaispinta-alalle yläraja kolmannella valintakierroksella. Jos raja (40 % metsämaan kokonaispinta-alasta) oli saavutettu toisella valintakierroksella, ei Kylmäluomasta valittu enää lisää kohteita kolmannella valintakierroksella.

Nykyisen suojelualueverkoston arvioimiseksi laskettiin edellä kuvatut suunnitelmavaihtoehdot myös siten, että suojelualueita ei pakotettu mukaan ennakkoon.

## 5 Tulokset

Tulosten perusteella talousvaihtoehdon tavoitteiden saavuttamiseen tarvittiin liki kymmenen kertaa vähemmän vanhoja talousmetsiä kuin suojeluvaihtoehdossa (taulukko 5, sivu 44). Kylmäluoman retkeilyalueella eri suunnitelmavaihtoehdot erosivat toisistaan vähemmän kuin koko suunnittelu-alueella.

Taulukko 5. Tavoitteiden saavuttamiseksi valittujen kuvioiden määrä ja pinta-alat.

Tarvittava pinta-ala (ha)	Talousvaihtoehto	Keski-vaihtoehto	Suojeluvaihtoehto
Metsämaan pinta-ala Kylmäluoma	1770	2100	2480
Metsämaan kuvioita Kylmäluoma	114	124	216
Metsämaan pinta-ala koko alue	5950	7440	9730
Metsämaan kuvioita koko alue	570	708	1150
Taloustmetsän pinta-ala koko alue	350	1450	3180

Päätavoitteiden saavuttamisasteet optimoinnin eri vaiheissa on esitetty taulukossa 6 sivulla 45. Luvut taulukossa kertovat kuinka monta hehtaaria tavoitteista saavutetaan nykyisillä suojelualueilla (ensimmäinen valintakierros), suojelualueilla ja Kylmäluoman retkeilyalueelta valituilla kohteilla yhteensä (toinen valintakierros) sekä suojelualueilla, Kylmäluoman retkeilyalueelta ja normaaleista talousmetsistä valituilla kohteilla yhteensä (kolmas valintakierros). *Tavoite*-sarakeessa on vanhan metsän kokonaistavoitteet hehtaareina eri puulajivaltaisuusluokissa. Tässä tarkastelussa ei ole sijaintioptimointia mukana.

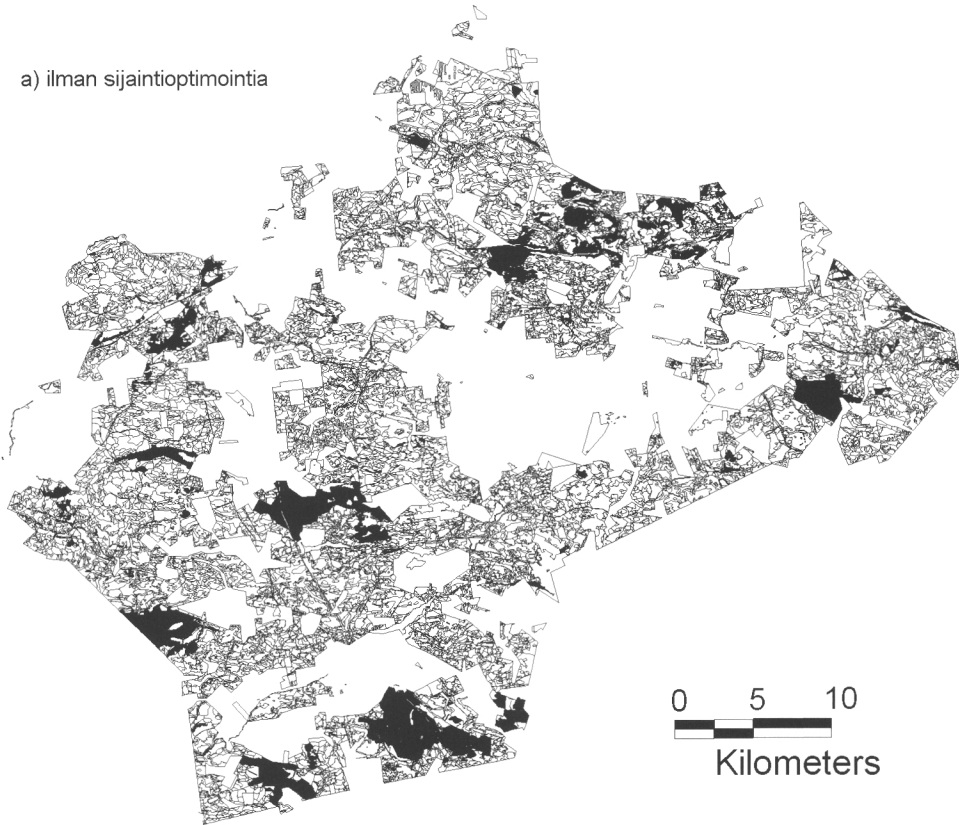
Esimerkiksi vanhojen koivikoiden tavoitetta ei saavutettu suojeluvaihtoehdossa, koska vanhoja koivikoita ei ollut koko suunnittelualueella riittävästi. Kylmäluomassa vanhoja koivikoita ei ollut lainkaan.

Taulukko 6. Päätaavoitteet ja niiden saavuttamisaseet (ha) eri suunnitelmavaihtoehdoissa ja valintakierroksilla (1-3).

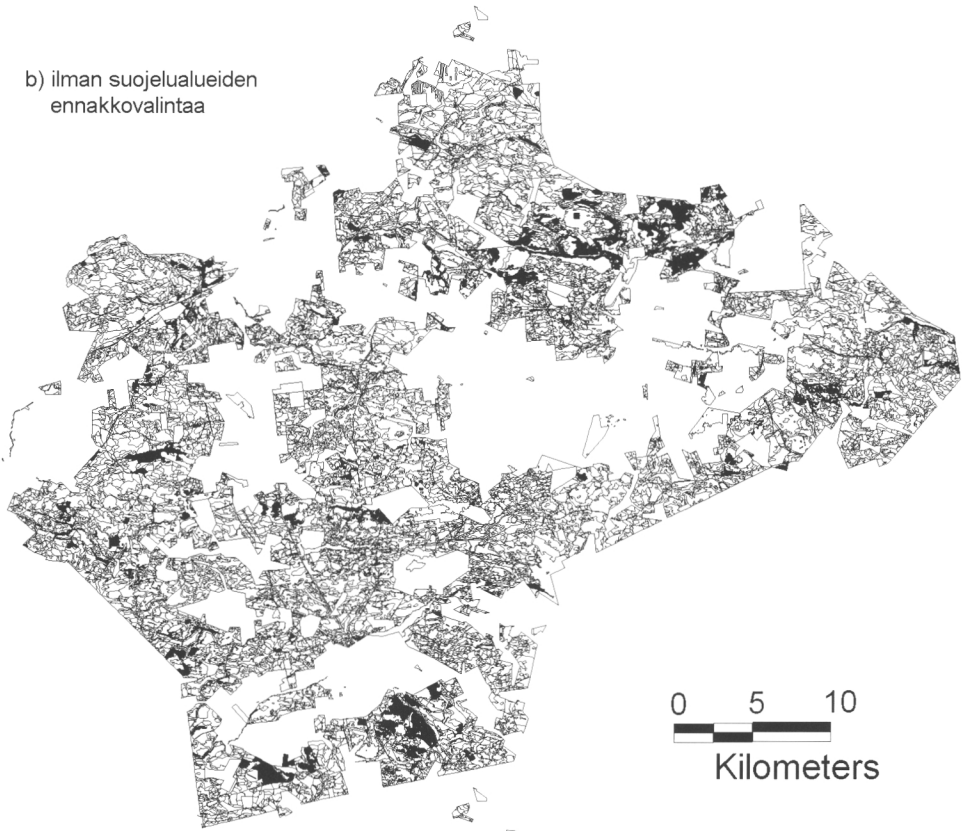
	Suojelu- alueet (1) (ha)	Suojelualueet ja Kylmäluoma (2) (ha)	Suojelualueet, Kylmäluoma ja talousmetsät (3) (ha)	Tavoite (ha)
<b>Talousvaihtoehto</b>				
Vanhat koivuvaltaiset metsät	28,6	28,6	46,4	44,91
Vanhat kuusivaltaiset metsät	2093,1	2520,4	2781,5	2252,98
Vanhat mäntyvaltaiset metsät	932,3	1764,7	1800,5	1675,47
Yhteensä	3054	4313,7	4628,4	3973,36
<b>Keskivaihtoehto</b>				
Vanhat koivuvaltaiset metsät	28,6	28,6	102,4	89,83
Vanhat kuusivaltaiset metsät	2093,1	2520,4	2981,9	2816,23
Vanhat mäntyvaltaiset metsät	932,3	1896,6	3195,1	2513,2
Yhteensä	3054	4445,6	6279,4	5419,26
<b>Suojeluvaihtoehto</b>				
Vanhat koivuvaltaiset metsät	28,6	28,6	102,4	134,75
Vanhat kuusivaltaiset metsät	2093,1	2520,4	3614,5	3379,47
Vanhat mäntyvaltaiset metsät	932,3	2729,6	5026,7	5026,4
Yhteensä	3054	5278,6	8743,6	8540,62

Kuvassa 2 on esitetty optimointimenetelmällä keskiuunnitelmavaihtoehdossa valitut kuviot a) ilman sijaintioptimointia, b) ilman suojealueiden ennakkovalintaa ja c) sijaintioptimoinnin ja ennakkovalinnan kanssa.

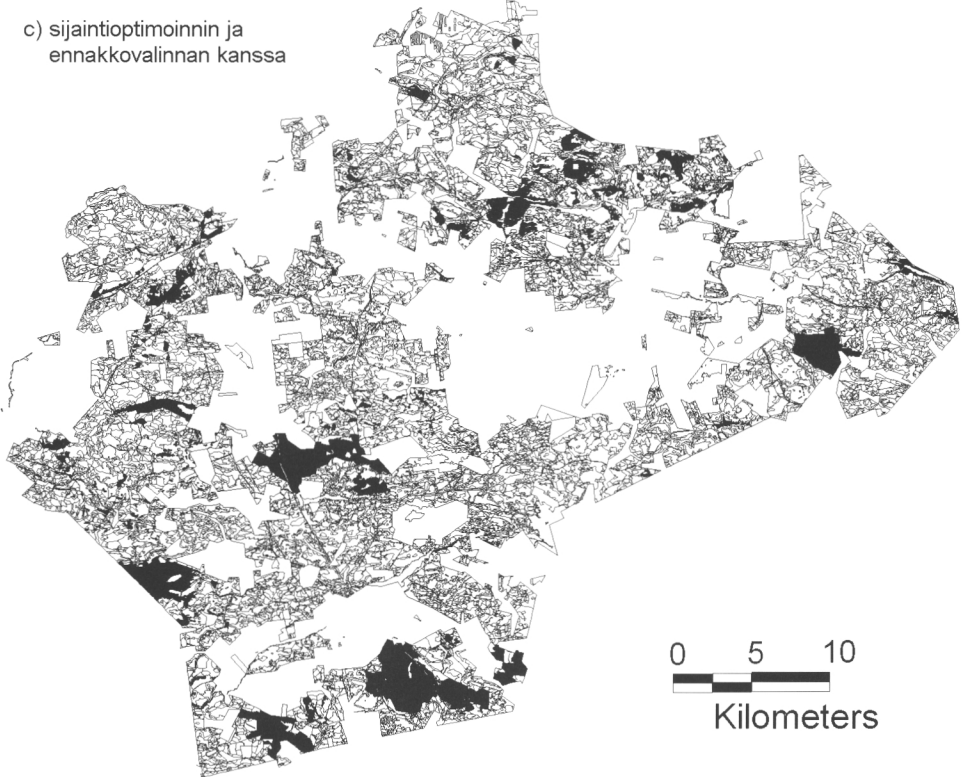
a) ilman sijaintioptimointia



b) ilman suojelalueiden  
ennakkovalintaa



c) sijaintioptimoinnin ja  
ennakkovalinnan kanssa



## 6 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Optimointimenetelmällä saatuja tuloksia käytettiin Metsäkylä-Jokijärvi alue-ekologisessa suunnittelussa yhtenä päätöksenteon tietolähteenä. Erityistä huomiota kiinnitettiin kohteisiin, jotka puuttuivat tiukimmasta (talous-) vaihtoehdosta, mutta olivat mukana keski- ja suojeluvaihtoehdoissa. Talousvaihtoehdossa valitut kohteet osoittautuivat maastotarkastuksissa usein selvästi arvokkaiksi. Keski- ja suojeluvaihtoehdon lisäämät kuviot, jotka puuttuivat talousvaihtoehdosta olivat yleensä vähäarvoisempia.

Suojelualueiden valintamenetelmät ovat herkkiä lähtötiedon tasolle. Kuviotietojen puutteellisuus voi johtaa kehäpäätelmään, jossa hyviksi oletetut kohteet kartoitetaan hyvin, minkä jälkeen ne todetaan myös optimointimenetelmällä hyväiksi. Kun lähtötietojen puutteet otetaan huomioon tavoitteiden määrittelyssä ja tulosten tulkinnessa, voidaan analyysyjä tehdä epätäydellisilläkin aineistoilla. Lähdeaineiston puutteellisuus ei Metsäkylä-Jokijärven alueella juurikaan vaikuttanut tuloksiin, koska sekä pää- että aputavoitteiden määrittelyssä käytetyt muuttujat oli mitattu lähes kaikilta vanhan metsän kuvioilta.

Suurin osa nykyisistä vanhan metsän suojelualueista sijaitsi optimointimenetelmän arvokkaiksi osoittamalla alueilla. Tämä kävi ilmi vertaamalla nykyisten suojelualueiden sijaintiin tarkastelua, jossa tavoitteita täyttäviä kuvioita haettiin ilman suojelualueiden ennakkovalintaa. Lajistotietojen puuttuminen joiltain suojelualueilta korosti muutamien hyvin kartoitettujen vanhojen talousmetsien arvoa.

Tavoitteiden määrittely on tärkeä työvaihe joka vaikuttaa suoraan lopputulokseen. Metsäkylä-Jokijärven alueella vanhojen männiköiden pinta-alalle asetettiin liian suuret tavoitteet, jolloin menetelmä valitsi lopulta myös melko vähäarvoisia kohteita. Kuvion laadullisten ja sijaintiin liittyvien tavoitteiden sekä pää- ja aputavoitteiden painottaminen pakottavat suunnittelijan miettimään mikä alueella on arvokasta. Suunnitelmavaihtoehtoja täsmentämällä ja tavoitteita tarkentamalla voidaan etsiä toteuttamiskelpoinen ratkaisu.

Kustannusten valinta vaikutti olennaisesti lopputulokseen. Suuret kustannuserot eri kuvioiden välillä voivat välillisesti vaikuttaa laatu- ja sijaintitavoitteiden painoarvoon. Esimerkiksi puuston hinnan käyttö kustannuksena johtaa vähäpuustoisten kuvioiden valintaetun runsaspuustoisiin nähdén. Vanhoja luonnonmetsiä valittaessa tämä ei ollut mielekäästä. Metsäkylä-Jokijärven esimerkissä käytettiin kustannuksena maapohjan hintaa. Tämä johti osaltaan karujen kasvu- paikkojen valintaetun reheviin paikkoihin nähden.

Sijaintioptimoinnin vaikutukset tuloksiin olivat odotusten kaltaisia. Suurten suojelualueiden yhteyteen ilman sijaintioptimointia kasautuneet kuviot joko hajosivat suojelualueketjuiksi tai niistä syntyi uusia suojeluytimiä. Sijaintioptimoinnin vaikutuksesta jäi muutama suojelualueisiin reikiä (kuva 2c, sivu 47). Tämä johtui siitä, että yksittäisen suojelualueen kokonaispinta-

alan tavoite (200 ha) oli näillä alueilla jo saavutettu. Reiät voidaan poistaa pakottamalla sellaiset kuviot mukaan, joiden kaikki naapurikuviot on jo valittu.

Ilman sijaintioptimointia kuviot olivat enemmän ryhmittyneitä kuin sijaintioptimoinnin kanssa. Tämä johtui yksittäisen yhtenäisen suojelualan kokonaispinta-alan melko alhaisesta tavoitetasosta (100-200 ha). Tavoitepinta-alan nostaminen esimerkiksi 500 hehtaariin kasvattaisi yksittäisen yhtenäisten suojelualan pinta-alaa, mutta vähentäisi samalla syntyvien suojelualan määrää. Tavoitetasojen määrittely riippuu alueen metsien rakenteesta ja tavoitteista. Metsäkylä-Jokijärven alueella 500 hehtaaria on esimerkissä käytettyä 200 ha parempi vaihtoehto, koska lähes kaikki nykyään suojellut vanhan metsän kohteet ovat yli 200 ha suuruisia. Vaikka yksittäinen suojelualue olisikin 500 hehtaaria, syntyy suojeluytimiä alueelle useita ja yhdistävyysfunktio muodostaa niiden väliin pienialaisemmista vanhan metsän kuvioista ekologisia yhteyksiä.

Monitavoitteisen optimointimenetelmän avulla voidaan verrata eri suunnitelmavaihtoehtoja sekä yksittäisten kuvioiden suojelun tai hakkuun ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia. Menetelmä helpottaa päätöksentekoa erityisesti silloin kuin tarkasteltava alue on suuri, tavoitteita on paljon ja ne vaihtelevat mittayksiköltään, ovat erilaisia eri osa-alueille ja kun ehdolla olevien metsien taloudellinen arvo (kustannukset) vaihtelee. Käytännön metsäsuunnittelussa nykyisiä suojelualueita laadullisesti ja alueellisesti hyvin sekä mahdollisimman pienillä kustannuksilla täydentävien kohteiden valinta on miltei mahdotonta ilman optimointimenetelmiä. Tällainen monitavoitteisen suunnittelun tilanne vallitsee esimerkiksi Etelä-Suomessa, jossa säästettävissä metsiä valitaan useiden eri maanomistajien mailta, ja jossa suojelupäätökseen vaikuttaa metsän ekologisen laadun ja alueellisen sijainnin ohella myös taloudelliset tekijät. Menetelmää kehitetään edelleen lajien elinympäristöverkostojen, ennallistettavien kohteiden ja hakkuiden suunnittelua varten.

## Kirjallisuus

Angelstam, P. 1997: Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. *Ecological Bulletins* 46:140-170.

Angelstam, P., Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993: Aldrig, Sällan, Ibland, Ofta. *Skog och Forskning* 1/93.

Church, R.L., Murray, A.T., Figueroa, M.A. & Barker, K.H. 2000: Support system development for forest ecosystem management. *European Journal at Operational Research* 121: 247-258.

Csuti, B., Polasky, S., Williams, P. H., Pressey, R. L., Camm, J. D., Kereshaw, M., Kiester,

- A. R., Downs, B., Hamilton, R. , Huso, M. & Sahr, K. 1997: A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80:83-97.
- Dyer, A.A., Hof, J.G., Kelly, J.W., Crim, S.A. & Alward G.S. 1979: Implication of goal programming in forest resource allocation. *Forest Science* 25 (4) 535-543.
- Esseen, P-A. , Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46:16-47.
- Haila, Y., Kouki, J., Niemelä, J. & Niemelä, P. 1994: Metsätalouden vaikutukset boreaalisessa havumetsässä: tutkimustuloksista käytännön suosituksiin. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482:7-17.
- Hallman, E. , Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996: Alue-ekologinen suunnittelu. *Metsätalouden julkaisuja* 3/1996. 47 s.
- Hanski, I. & Gilpin, M. (toim.) 1997: *Metapopulation biology: Ecology, genetics and evolution*. 512 s. Academic Press, Lontoo, Iso-Britannia.
- Keränen, E., Louhisalmi, K., Tyny, A. & Virnes, P. 2000. Metsäkylä-jokijärven alue-ekologinen suunnitelma. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisusarja*. Käsikirjoitus
- Margules, C.R., Nicholls, A.O. & Pressey, R.L. 1988: Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43:63-76.
- Penttilä, R., Siitonen, P., Korhonen, K., Kurkela, T., Kannelsuo, S., Rantakrans, E., Pesonen, R. 1999: Dispersal of *Phlebia centrifuga*, a wood rotting fungus specialized in old-growth forests. *Nordic symposium on the ecology of coarse woody debris in boreal forests*. Umeå 31.5.-3.6.1999. ss. 26-27.
- Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. 1989: Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50:199-218.
- Pressey, R.L., Possingham, H.P. & Margules, C.R. 1996: Optimality in reserve election algorithms: when does it matter and how much ? *Biological Conservation* 76:259-267.
- Pressey, R.L., Possingham, H.P. & Day, J.R. 1997: Effectiveness of alternative heuristic algorithms for indentifying indicative minimum requirements for conservation

reserves. *Biological Conservation* 80:207-219.

Pukkala, T. & Kangas, J. 1993: A heuristic optimization method for forest management planning. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8:560-570.

Sætersdal, M., Line, J.M. & Birks, H.J. 1993: How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, western Norway. *Biological Conservation* 66:131-138.

Saunders, D.,A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.

Siitonen, P. 1998. Alue-ekologisen suunnittelun menetelmän ekologiset perusteet ja käytännön menetelmät. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 685:77-82.

Siitonen, P., Penttilä, R., Korhonen, K., Kurkela, T., Kannelsuo, S., Rantakrans, E., Pesonen, R., Miquel, J., & Tuokkola, Y. 1999b: Gone with the wind- spore dispersal study for landscape ecological forest planning. *Vaisala News* 149:19-20.

Siitonen, P., Tanskanen, A. & Lehtinen, A. 2000a: Selection at old growth boreal forests to complement conservation areas. *Käsikirjoitus*.

Siitonen, P., Tanskanen, A. & Lehtinen, A. 2000b: Mestien monimuotoisuuden arviointi. Osa 3: Menetelmä. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja*. Painossa.

SOU 1997: Skydd av skogsmark. Behov och kostnader. Bilagor. 75 s. SOU 1997:98. Miljövårdsberedningen

Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C. & Pressey, R. 1996: A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for choosing diversity of British birds. *Conservation Biology* 10:155-174.

Virkkala, R. 1996: Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. *Suomen ympäristö* 16. 53 s. Suomen ympäristökeskus.



# Paikkatietomenetelmät ekologisissa tarkasteluissa ja ekologisesti arvokkaiden kohteiden valinnassa

---

Ron Store

Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema,  
PL 44, 69101 KANNUS  
ron.store@metla.fi

## 1 Johdanto

Viime aikoina muihin kuin puuntuotantoon liittyviin tavoitteisiin on alettu kiinnittää yhä enemmän huomiota metsätalouden päätöksenteossa. Metsien monimuotoisuuden ja virkistyskäyttömahdollisuuksien säilyttäminen ja lisääminen ovat yhä useammin löytäneet tiensä metsälölle asetettujen tavoitteiden kirjoon. Tämä on johtanut monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun, jossa tavoitteena on sovittaa optimaalisella tavalla yhteen metsälölle asetetut, usein ristiriitaisetkin tavoitteet ja käyttömuodot. Erityisesti metsien monimuotoisuuteen liittyvien tavoitteiden kohdalla on huomattu, että yksittäinen metsälö on monessa tapauksessa liian pieni yksikkö ekologiin tarkasteluihin. Tämän vuoksi sekä ekologisessa tutkimuksessa että suunnittelussa on alettu yhä enemmän kiinnittää huomiota laajempiin kokonaisuuksiin; maisemiin ja alueisiin (Nikula & Store 1999).

Aluetasolla punnittujen ekologisten tavoitteiden liittämisessä monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun voidaan hyödyntää alue-ekologisia tarkasteluja (Kangas ym. 1998) Niiden päätarkoituksena on osoittaa keinot turvata kohdealueen eliöstön, erityisesti alueella esiintyvien harvinaisten lajien, säilyminen ja elinvoimaisuus. Alue-ekologisessa tarkastelussa selvitetään suunnittelualueen ekologinen potentiaali, tuotetaan vaihtoehtoiset alue-ekologiset ratkaisut sekä arvioidaan vaihtoehtoisten ratkaisujen hyvyys suhteessa eliöiden elinvoimaisuuden säilymiseen.

Lajimonimuotoisuuden säilyttämisen kannalta on tärkeää tuntea alueella esiintyvien harvinaisten lajien elinympäristövaatimukset. Näiden pohjalta pystytään tunnistamaan lajille sopivat elinympäristöt ja paikallistamaan vastaavat kohteet suunnittelualueelta. Tarkimmin lajille sopivien alueiden kartoitus tapahtuu huolellisten maastoinventointien avulla, mutta usein etenkin laajojen alueiden kohdalla kohoavat työmäärä ja kustannukset tällöin liian korkeiksi.

Aluetasolla tehtävälle monitavoitteiselle metsäsuunnittelulle on ominaista, että käsiteltävät tietomäärät ovat suuria, koska suunniteltavat pinta-alat ovat laajoja. Lisäksi monitavoitteisuuden

vuoksi suunnittelussa tarvitaan monenlaisia tietoja, joista osa on hyvin työläitä kerätä maasto-inventoinnin menetelmiä käyttäen. Jotta monitavoitteista metsäsuunnittelua aluetasolla olisi mahdollista tehdä, tarvitaan tehokkaita apuvälineitä suunnittelussa tarvittavan tiedon tuottamiseen, hallintaan, analysointiin sekä tulosten esittämiseen. Koska luonnonvaroihin liittyvä tieto on paikkaansidottua tietoa, on paikkatietojärjestelmä luonnollinen apuväline aluetason metsäsuunnittelun tarpeisiin.

## 2 Paikkatietojärjestelmät

Paikkatietojärjestelmällä (Geographic Information System, GIS) tarkoitetaan tietokonepohjaista ohjelmistoa, jonka avulla voidaan hallita, analysoida ja tulostaa paikannettua tietoa (Aronoff 1989). Vektorimuodossa (alueina, viivoina ja pisteinä) kuvatuissa aineistoissa sijaintitieto ja ominaisuustieto talletetaan erikseen. Sijaintitieto kuvataan koordinaattien ja topologian avulla paikkatietojärjestelmän omien tietorakenteiden avulla, kun taas geometrisia kohteita kuvaava ominaisuustieto talletetaan erilliseen joko paikkatietojärjestelmän sisäiseen tai ulkoiseen tietokantaan. Rasteritietomallin mukaisessa formaatissa olevissa aineistoissa tieto talletetaan matriisimuotoon siten, että matriisiin jokaiselle solulle talletetaan arvo, joka kuvaa karttatason teeman mukaisen muuttujan spatiaalista vaihtelua.

Paikkatietojärjestelmän tehokkaat sijainti- ja ominaisuustiedon hallintamenetelmät mahdollistavat aluetason tarkasteluissa tarvittavien laajojen tietoaineistojen varastoinnin ja käsittelyn. Lisäksi paikkatietojärjestelmä tarjoaa työkaluja eri tietolähteistä peräisin olevien ja eri formaateissa tallennettujen aineistojen yhdistämiseen. Paikkatietojärjestelmän ominaisuus, joka korostuu erityisesti ekologisessa tutkimuksessa, on, että sijainti- ja ominaisuustietokantojen avulla on mahdollista tehokkaasti hallita esimerkiksi ekologista tietoa erilaisissa mittakaavoissa. Ekologisissa tarkasteluissa on pystyttävä analysoimaan tietoa sekä erilaisissa spatiaalisissa että ajallisissa mittakaavoissa. Ekologisissa tarkasteluissa tavallisimmin käytettyjä spatiaalisia mittakaavoja ovat: aluetaso (region), joka on laajin, maisemataso (landscape) sekä kuvio- tai koelataso.

Paikkatietojärjestelmän tiedonhallintamenetelmät yhdistettynä tietokoneiden laskentatehoon mahdollistavat numeeriset analyysit, joissa käytetään yhdessä sekä sijainti- että ominaisuustietoja. Näillä paikkatietoanalyysillä tarkoitetaan toimenpiteitä, joilla tietyn alueen paikkaansidottua tiedosta tuotetaan informaatiota, joka auttaa ymmärtämään ja ennustamaan spatiaalisia ilmiöitä (Bonham-Carter 1994). Tiukimman määritelmän mukaan paikkatietoanalyysiksi luetaan vain sellaiset operaatiot, joiden tulokset riippuvat tiedon paikantumisesta siten, että jos kohteen sijaintia muutetaan myös tulokset muuttuvat (Berry 1995). Tavallisimmin aluetason metsäsuunnittelussa käytettyjä spatiaalisia analyysiejä ovat mm. alueleikkaukset, vaikutusvyöhykkeiden muodostus sekä erilaiset läheisyysanalyysit.

Spatiaalista tilastotiedettä käytetään ekologisissa tarkasteluissa ja tutkimuksissa maiseman rakenteen analysointiin. Sen avulla tuotetaan tunnuslukuja, joilla kuvataan mitatun ominaisuuden vaihtelua ja tutkimuskohteiden jakautumista tilassa. Spatiaalisessa tilastotieteessä käytetyt aineistot ovat paikkatietoa, jolloin paikkatietojärjestelmää voidaan käyttää tilasto-ohjelman tarvitsemien tietojen tuottamiseen sopivassa muodossa. Kehittyneimpiin paikkatietojärjestelmiin on saatavissa myös lisäohjelmistoja, jotka sisältävät tärkeimpiä spatiaalisen tilastotieteen toimintoja. Spatiaalinen tilastotiede eroaa perinteisestä tilastotieteestä siinä, että se keskittyy kuvaamaan tiedon spatiaalista hajontaa alueella pikemminkin kuin tuottamaan perinteisiä tilastollisia tunnuslukuja alueelta olettaen, että ilmiö on tasaisesti jakautunut alueelle.

Sen lisäksi, että paikkatietojärjestelmän avulla voidaan tuottaa uutta, esim. metsäsuunnittelussa tarvittavaa ominaisuustietoa analysoimalla ja yhdistämällä olemassa olevia paikkaansidottuja tietoja, on paikkatietojärjestelmän avulla mahdollista kehittää metsäsuunnittelun perustana olevaa metsikkökuviointia. Tavallisesti metsäsuunnittelussa käytettävä metsikkökuviointi tehdään inventointivaiheessa muodostamalla puustoltaan, maaperältään ja käsittelytarpeeltaan yhtenäisiä alueita. Jos metsälölle asetetut tavoitteet liittyvät vain puuntuotantoon, on tällainen kuviointi yleensä riittävä. Jos metsälölle asetetaan myös muita tavoitteita, päästään monissa tapauksissa parempaan lopputulokseen tarkentamalla metsikkökuviointia siten, että kuvioiden rajauksessa on otettu huomioon metsälölle asetetut tavoitteet. Esim. maisemasuunnittelun (Store 1996) ja alue-ekologisen suunnittelun saralta (Kangas ym. 2000) löytyy tapaustutkimuksia, joissa kuviointia on kehitetty paremmin vastaamaan metsälölle asetettuja tavoitteita.

Paikkatietojärjestelmien ympäristömallinnuksen sovellusalueet liittyvät ympäristöriskien arvioimiseen (esim. maanvyöryt ja -järjestykset, ekologiset riskit), luonnonvarojen käsittelyyn (esim. vesi- ja metsävarojen arviointi) sekä maailmanlaajuisten muutosten mallintamiseen (esim. ilmaston muutokset). Ympäristön mallinnuksessa paikkatietojärjestelmää hyödynnetään tavallisimmin mallissa tarvittavien syöttötietojen tuottamiseen sekä mallien tulosten esittämiseen havainnollisesti esimerkiksi teemakarttoina. Kytkeä mallin ja paikkatietojärjestelmän välillä voi olla myös tiukempi, jolloin malli ja paikkatietojärjestelmä on jonkinasteisesti integroitu yhteen. Esimerkki tiukasta integroinnista mallin ja paikkatietojärjestelmän välillä on kartografinen mallinnus, jota voidaan käyttää mm. ekologisesti arvokkaiden kohteiden valintaan. Alunperin kartografinen mallinnuksen määriteltiin olevan mallintamista karttojen avulla, jossa tavoitteena on linkittää geografiaan kohteisiin liittyviä toimintoja yhteen.

### **3 Kartografinen mallinnus ja monikriteerinen arviointi**

Kartografinen mallinnuksen synty ajoittuu 1960-luvun lopulle, jolloin McHarg (1969) esitteli menetelmän, jolla voitiin etsiä valittujen kriteerien kannalta sopivimmat alueet. Menetelmässä päätöksenteon kriteerit kuvattiin karttojen avulla siten, että mitä vaaleampi sävy sitä parempi alue oli kyseisen kriteerin suhteen. Paikantamistavoitteen kannalta sopivin alue (vaalein)

löydettiin asettamalla päällekkäin läpinäkyvälle kalvolle piirretyt kartat.

Nykyisin kartografinen mallinnus toteutetaan yleensä paikkatietojärjestelmässä, ja se sisältää komentoja karttatasojen muokkaamiseen, mittaamiseen, analysoimiseen sekä yhdistämiseen. Paikkatietojärjestelmäpohjainen kartografinen mallinnus perustuu Tomlinin (1990) kehittämään kartta-algebraan, jossa linkitetään geometrisiin yksilöihin (piste, viiva ja alue) ja niiden naapurustoon kohdistuvia matemaattisia perustoimintoja jonoksi siten, että edellisen toiminnon tulos on seuraavan syöte. Näitä jonoja kutsutaan kartografisiksi malleiksi ja prosessia kartografiseksi mallinnukseksi. Kartta-algebrassa jokainen kriteeri talletetaan omaan karttatasoonsa, jolloin mikä tahansa matemaattinen operaatio, joka tehdään tietylle rasterisolulle, voidaan kohdistaa koko karttatasoon kaikille soluille. Kartta-algebrassa käytetään sekä tavallisia matemaattisia operaatioita että spatiaalisia paikkaansidotun tiedon käsittelyyn tarkoitettuja toimintoja, kuten läheisyysanalyysijä.

Kartografinen mallinnus soveltuu hyvin tehtäviin, joissa on tarpeen käyttää monenlaista ja eri lähteistä peräisin olevaa paikkaansidottua tietoa, kuten etsittäessä tiettyyn käyttötarkoitukseen soveltuvia maa-alueita (esim. Shaw ja Atkinson 1988, Reisinger ja Kennedy 1990, Wadge ym. 1993). Näissä tehtävissä alueiden paikallistaminen toteutetaan yhdistämällä kriteerimuuttujat kuvaavat karttatasot loogisten alueleikkausten avulla. Mallin tulos on numeerinen kartta, joka esittää alueet, jotka täyttävät yhtäaikaaisesti alueen sopivuudelle määrätyt valintakriteerit, mutta ei välitä tietoa hyväksytyjen alueiden keskinäisestä paremmuudesta. Sen avulla ei siis voi selvittää mitkä valintaehdot täyttävistä alueista ovat parhaita kyseiseen käyttötarkoitukseen tai mitkä alueet ovat parhaita käypien alueiden ulkopuolella.

Kun kartografiseen mallinnukseen yhdistetään monikriteeriseen arviointiin (Multi Criteria Evaluation, MCE) kehitettyjä menetelmiä, pystytään käyvät alueet myös arvottamaan toistensa suhteen. Tällaisen lähestymistavan tulos on indeksi-kartta, jossa kartta-alkioiden (pikselien) arvot kuvaavat sitä, miten hyvin tietty alue täyttää asetetut kriteerit. Monikriteerisen arvioinnin hyödyntäminen mahdollistaa useiden päätösvaihtoehtojen arvioinnin monien päätöskriteerien ja kilpailevien tavoitteiden suhteen. Paikkatietojärjestelmien yhteydessä niiden käyttö auttaa ratkaisemaan karttatasojen ja toisaalta yksittäisten luokkien painotukseen liittyviä ongelmia sekä mahdollistaa eriasteikoilla ja mittayksiköillä kuvattujen tunnusten tarkoituksenmukaisen yhdistämisen.

## 4 Elinympäristön sopivuuden arviointi

Käytettäessä kartografista mallinnusta täydennettynä monikriteerisen arvioinnin menetelmillä elinympäristöjen sopivuuden arviointiin, on ensimmäisenä vaiheena selvittää kyseisen eliölajin elinympäristövaatimukset. Lajin menestymiseen vaikuttavien tekijöiden tarkastelussa hyödynnetään esimerkiksi olemassa olevia tutkimuksia ja asiantuntijatietämystä. Selvitysten

perusteella valitaan elinympäristöarvioinnissa käytettävät kriteerit. Arvioinnissa käytettävä informaatio voi olla peräisin maastoinventoinneista ja kaukokuvilta tai se voidaan tuottaa analysoimalla olemassa olevia tietoja uusien menetelmien, kuten esimerkiksi spatiaalisten analyysien, avulla. Jokainen elinympäristön sopivuutta kuvaava kriteeri talletetaan paikkatietojärjestelmään omaksi karttatasokseen. Kartografinen malli voikin koostua useista kymmenistä karttatasoista, jotka kuvaavat mallissa käytettyjen muuttujien, kuten tietyn teeman tai ilmiön, spatiaalista vaihtelua tutkittavalla alueella.

Seuraavaksi rajataan lajille soveltumattomat alueet jatkotarkastelujen ulkopuolelle. Tämä tapahtuu valitsemalla soveltuvuus-kriteerien joukosta ehdottomat kriteerit, joita ovat sellaiset kriteerit, joiden epäsopivat arvot eivät ole kompensoitavissa joidenkin toisten kriteerien hyvillä arvoilla. Jäljelle jäänyttä aluetta kutsutaan käyväksi alueeksi ja se arvioidaan joustavien elinympäristökriteerien avulla. Joustavat kriteerit kuvaavat kukin yhden lajille tärkeän elinympäristön ominaisuuden ja lajille sopivan vaihtelun kyseisen kriteerin suhteen.

Elinympäristön sopivuuksien tuottamiseksi joustavia kriteerimuuttujia vastaavat karttatasot standardisoidaan esimerkiksi nollassa ja yhden välillä. Standardisoidut pistemäärät kerrotaan painokertoimilla, jotka vastaavat lajin elinympäristökriteerien keskinäisiä tärkeyksiä. Lopullinen sopivuuksien kartta saadaan yhdistämällä painotetut kriteerikohtaiset pistemäärät aritmeettisellä alueleikkauksella (kuva 1, sivu 58). Viimeisenä vaiheena on hyvä tehdä herkkyysanalyysi, jonka tarkoituksena on selvittää esimerkiksi kriteerien painokertoimien ja käytettyjen yhdistämis- ja standardisointimenetelmien vaikutusta tuloksiin.

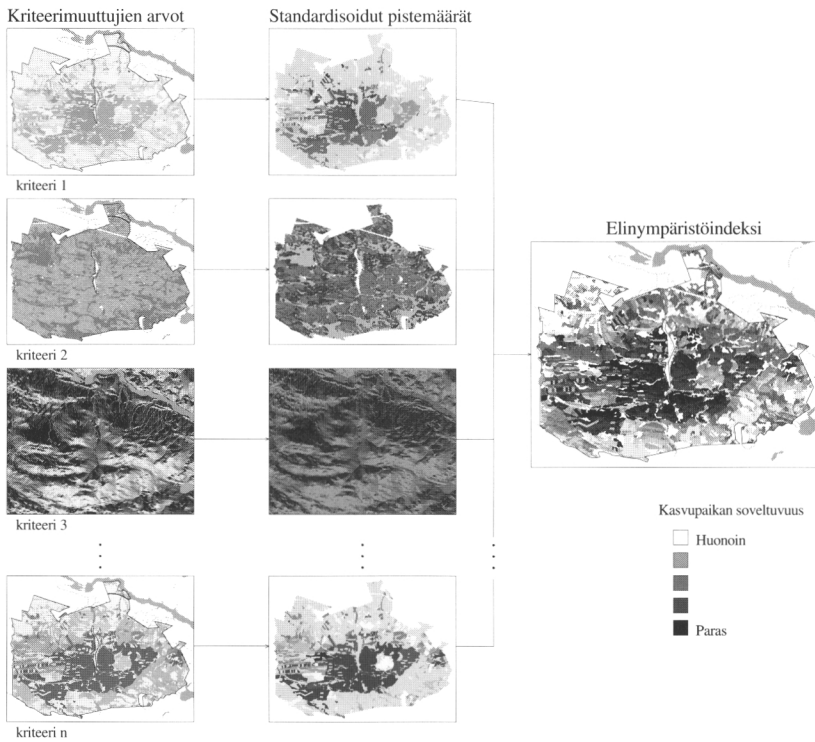
## 5 Elinympäristöindeksi metsäsuunnittelussa

Tässä kuvattu lähestymistapa elinympäristöjen sopivuuden arviointiin sopii hyvin tilanteisiin, joissa valmiita elinympäristömalleja ei ole käytettävissä ja joissa suuri määrä kohteita tulisi arvottaa tiettyjen kriteerien pohjalta. Paikkatietojärjestelmällä on merkittävä rooli menetelmässä. Sen avulla 1) käsitellään ja hallitaan kriteerejä kuvaavaa tietoa, 2) tuotetaan spatiaalisen analyysin menetelmin arvioinnissa tarvittavaa uutta tietoa, 3) kuvataan kriteerit karttatasoina sekä 4) yhdistetään päätöskriteerit sopivuuksien indeksiksi ja 5) tuotetaan kartat herkkyysanalyysiä varten.

Menetelmällä tuotetulla soveltuvuusindeksillä on useita käyttömahdollisuuksia metsäsuunnittelussa. Yksinkertaisimmillaan kytkentä metsäsuunnitteluun toteutetaan valitsemalla indeksin avulla kohteet, joissa metsänkäsittelyä rajoitetaan. Mutkallisemmaksi tilanne muuttuu, kun indeksi otetaan mukaan optimointiin. Tällöin indeksiä voidaan käyttää optimoinnissa esim. metsikkökuvion säilyttämistodennäköisyyttä lisäävänä painokertoimena tai optimointitehtävän tavoitemuuttujana riippuen siitä, vaikuttaako metsien käsittely indeksin arvoon vai ei.

Yksi mahdollisuus on käyttää indeksiä vasta optimoinnin jälkeen, jolloin metsälölle tuotetaan useampia vaihtoehtoisia tyydyttäviä suunnitelmia, joista paras valitaan sopivuuksindeksiä ym. optimointiprosessin ulkopuolisia kriteerejä hyödyntäen. Indeksikarttojen käyttö metsäsuunnittelussa tuo päätöksentekoon lisää joustavuutta, jota tarvitaan erityisesti siksi, koska luonnonvaroihin liittyviin optimointilaskelmiin on monesti hyvin vaikea sisällyttää kaikkia päätökseen vaikuttavia tekijöitä.

Kuva 1. Elinympäristön sopivuuksindeksin tuottaminen kartografisen mallinnuksen ja monikriteerisen arvioinnin menetelmin.



## Kirjallisuus

Aronoff, S. 1989. Geographic information systems: A management perspective. WDL publications, Ottawa. 294 s.

Berry, J. 1995. Spatial reasoning for effective GIS. Colorado. 208 s.

- Bonham-Carter, G. 1994. Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS. Computer methods in the geosciences volume 13. Pergamon. Ottawa. 398 s.
- Kangas, J., Kangas, A. & Store, R. 1998. Alue-ekologiset tarkastelut monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa. Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685:11-18.
- Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. & Mehtätalo, L. 2000. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilizing advanced decision tools systems. Forest Ecology and Management. (painossa).
- McHarg, I. 1969. Design with nature. John Wiley & Sons. 197 s.
- Nikula, A. & Store, R. 1999. Paikkatietomenetelmät aluetason tutkimuksen ja metsäsuunnittelun apuvälineenä. Metsätieteen aikakauskirja 3: 523-532.
- Reisinger, T. & Kennedy, D. 1990. A spatial decision support system for opportunity area analysis on the Jefferson national forest. GIS/LIS '90 proceedings. s.733-740.
- Shaw, D. & Atkinson, S. 1988. GIS applications for golden-cheeked warbler habitat description. GIS/LIS '88 proceedings. s. 401-406.
- Store, R. 1996. Maiseman huomioonottavan metsikkökuvioinnin tuottaminen paikkatietojärjestelmällä. Folia Forestalia 3: 245-262.
- Tomlin, D. 1990. Geographic information systems and cartographic modeling. Prentice Hall. 249 s.
- Wadge, G., Wislocki, A. ja Pearson, E. 1993. Spatial analysis in GIS for natural hazard assessment. Julkaisussa: Goodchild, M., Parks, B. ja Steyaert, L. (toim.). Environmental modeling with GIS. Oxford university press. New York. s.332-338.



# Alue-ekologiset tarkastelut yksityismetsien suunnittelussa

---

**Mikko Kurttila**

Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta,  
PL 111, 80101 JOENSUU  
Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus,  
PL 18, 01301 VANTAA  
Mikko.Kurttila@metla.fi

## 1 Alue-ekologinen suunnittelu yksityismetsissä - aluesuunnittelua

Metsien monimuotoisuutta ja lajien elinvoimaisuutta on käytännössä pyritty turvaamaan muokkaamalla kuviotason metsänhoito-ohjeita lajien elinympäristövaatimukset paremmin huomioonottaviksi, perustamalla suojelualueita sekä monitavoitteisella metsäsuunnittelulla, jolloin ekologisia tavoitteita tarkastellaan yhtä aikaa muiden metsien käyttöön liittyvien tavoitteiden kanssa. Alue-ekologisessa suunnittelussa metsien rakenteen vaikutusta lajien elinvoimaisuuteen tarkastellaan ja elinvoimaisuuteen pyritään kuitenkin vaikuttamaan metsikkötasoa suuremmissa mittakaavassa, eikä parannettujen metsänhoito-ohjeiden soveltaminen takaa kaikkien lajien elinvoimaisuutta (esim. Mykrä ja Kurki 1998). Myös suojelualueiden perustaminen erityisesti yksityismetsiin voi olla ongelmallista (esim. Kurttila ym. 1999a). Ekologisten tavoitteiden huomioiminen yksityismetsien metsäsuunnittelussa voi siten nousta hyvinkin merkittäväksi ja käyttökelpoiseksi keinoksi edistää lajien elinvoimaisuutta.

Alue-ekologisten tarkastelujen ulottaminen yksityismetsiin edellyttää metsäsuunnittelun menetelmävalikoiman kehittämistä. Menetelmiä kehittämällä voidaan esimerkiksi suunnittelu-tilanteessa tärkeinä pidetyt ekologiset tavoitteet sisällyttää matemaattiseen optimointimalliin, joka mahdollistaa tehokkaiden metsäsuunnitelmien tuottamisen (ekologisten tavoitteiden käyttöä metsäsuunnittelussa ovat tarkastelleet esim. Kurttila ym. 1999b). Myös ekologisen tiedon tuottamisessa ja sen jalostamisessa metsäsuunnittelussa tehokkaasti hyödynnettävissä olevaan muotoon on vielä paljon tehtävää. Yksityismetsissä erityinen haaste on suunnittelualan pinta-alan kasvattaminen siten, että tilatason suunnittelusta päästään isompiin suunnittelun pinta-aloihin. Suunnitteluun osallistuu tällöin samanaikaisesti useita itsenäisiä päätöksentekijöitä. Suunnitelmat eri tiloille tuotetaan synkronoidusti siten, että ne muodostavat koko aluetta koskevien tavoitteiden kannalta mahdollisimman hyvän yhdistelmän, unohtamatta kuitenkaan tilatason tavoitteita. Suunnittelu on tällöin **ryhmäsuunnittelua** ja **aluesuunnittelua** (Pukkala ym. 1997, Pykäläinen ym. 1999).

Ryhmäsuunnittelussa otetaan huomioon useiden osapuolten tavoitteet, ja kaikkien osallistujien kannalta tuotetaan mahdollisimman hyvä suunnitelma. Ryhmäsuunnittelun aluesuunnittelutilanteessa eri osapuolten tavoitteet kohdistuvat alueen eri osiin. Aluesuunnittelussa voi siis olla yksittäisiä tiloja koskevia metsänomistajien asettamia tavoitteita sekä koko metsäaluetta tai sen osaa koskevia ekologisia tavoitteita. Erityisen tärkeää on, että pystytään yhdessä, mahdollisesti asiantuntijoiden avustuksella, määrittämään koko aluetta koskevat ekologiset tavoitteet. Selvittämällä mikä on alueen ekologinen potentiaali sekä ottamalla huomioon olemassaolevat sosio-ekonomiset rajoitteet voidaan päätyä oikeanlaisiin ja saavutettavissa oleviin ekologisiin tavoitteisiin (Mykrä ja Kurki 1998).

Tämä artikkeli esittelee vaihtoehtoisia teknisiä lähestymistapoja aluesuunnitteluun. Esiteltävät lähestymistavat ovat **top-down**, **bottom-up** sekä **integroitu**. Esimerkkilaskelmien avulla havainnollistetaan lähestymistapojen peruspiirteitä. Myös Navon ja Weintraub (1986) sekä Davis ja Liu (1991) ovat esittäneet samantyyppisten tekniikoiden käyttöä useista osa-alueista muodostuvan alueen suunnitelman koostamiseen.

## 2 Vaihtoehtoisia lähestymistapoja aluesuunnitteluun

### 2.1 Top-down

Top-down-lähestymistavassa osa-alueittaiset suunnitelmat tuotetaan koko aluetta koskevien tavoitteiden ehdoilla. Tilanrajoja ja tilatason tavoitteita ei ainakaan alkuvaiheessa huomioida lainkaan, tai tavoitteet aggregoidaan koskemaan koko aluetta. Kun optimoinnissa käytetään kuvioaineistoa, koko alueen mallin ratkaisuna kuvioille valituksi tulleet käsittelyt voidaan liittää tiettyyn tilaan. Koko alueen ratkaisu sisältää siis myös tilatason osaratkaisut.

Tuotettu suunnitelma on koko aluetta koskevien tavoitteiden kannalta paras mahdollinen, koska yksittäisten tilojen tavoitteet eivät rajoita niiden saavuttamista. Tilatasolla vaikutukset voivat jakautua hyvin epätasaisesti ja alueen metsänomistajien olisi todennäköisesti vaikea hyväksyä heille tarjottuja suunnitelmia. Tuotettu tieto on kuitenkin arvokasta. Se avulla voidaan luoda kuva alueen tuotantomahdollisuuksia. Esimerkiksi ekologisten tavoitteiden kannalta arvokkaat alueet ja tilat, samoinkuin ne tilat, joista ei löydy lainkaan koko alueen kannalta arvokkaita resursseja voidaan paikantaa sen avulla.

### 2.2 Bottom-up

Bottom-up-lähestymistavassa lähdetään liikkeelle tilojen tavoitteista ja aluetason suunnitelma tuotetaan niiden ehdoilla. Ensimmäiselle tilalle tuotetaan joukko toisistaan eroavia, mutta hyväksyttävissä metsäsuunnitelmia. Toisessa vaiheessa haetaan kokonaislukuoptimointia käyttäen aluetason tavoitteiden näkökulmasta paras tilatason metsäsuunnitelmien yhdistelmä koko

alueelle. Lähestymistapa voidaan periaatteessa rinnastaa tilatason suunnitteluun: kuviot on korvattu tiloilla ja suunnitelma laaditaan tilan sijasta alueelle, joka koostuu useista tiloista. Tuotettu aluetason ratkaisu on itse asiassa hyväksytty etukäteen: vaihtoehtoiset tilatason suunnitelmat on jo hyväksytty ja kokonaislukuoptimoinnin käyttö takaa, että tuotettuja suunnitelmia ei jaeta osiin ja jokaiselle tilalle tulee siten valituksi yksi niistä.

## 2.3 Integroitu

Integroidussa lähestymistavassa tilatason ja aluetason tavoitteita tarkastellaan yhdessä ja suunnitelmat yksittäisille tiloille ja koko alueelle tuotetaan samanaikaisesti. Osa tavoitteista koskee koko aluetta, kun taas toisten tavoitteiden vaikutusalue rajoittuu tiettyyn tilaan. Tässä, samoin kuin muissa lähestymistavoissa, alue on mahdollista jakaa vyöhykkeisiin ja eri tavoitteita voidaan kohdistaa eri vyöhykkeisiin (esim. Nalli ym. 1996). Optimointimenetelmästä riippuen eri tavoitteille kuten myös yksittäisille tiloille voidaan antaa eri painoarvoja tai tärkeyksiä. Esimerkiksi tavoiteohjelmoinnin tehtävä voidaan muotoilla siten, että tavoiteyhtälössä yhden prosentin poikkema nettotulojen tai jonkin muun tavoitteen tavoitetasosta on yhtä tärkeää kaikilla tiloilla. Tai tavoitteen painoarvo voidaan määrittää tilojen pinta-alaosuuksien perusteella. Omistajien tasapuolinen kohtelu voidaan siis sisällyttää yhdeksi tavoitteeksi malliin.

## 3 Lähestymistapojen soveltamisesimerkki

### 3.1 Aineisto ja menetelmät

Esimerkkilaskelmissa käytetty aineisto on Pohjois-Karjalan metsäkeskuksen alueelta. Aineisto koostuu 39 yksityismetsätalasta, joiden metsäpinta-ala on yhteensä noin 1900 hehtaaria. Laskelmissa aluetason tavoitteeksi valittiin vanhan metsän (määritetty puulajikohtaisen ikäkriteerin perusteella) pinta-alan lisääminen. Tilatason tavoitteina käytettiin suunnittelukauden aikana saatavia nettotuloja sekä puuston tilavuutta suunnittelukauden lopussa. Suunnitelmia laadittaessa käytettiin MONSU-metsäsuunnitteluohjelmistoa (Pukkala 1998), optimointitekniikkana oli tavoiteohjelmointi (esim. Kangas ja Pukkala 1992) ja kuvioden käsittelyvaihtoehdot simuloitiin Tapion metsänhoitosuosituksia (Luonnonläheinen... 1994) mukailten. Tulosten vertailua varten yksittäisille tiloille laadittiin tavoitesuunnitelmat (keskimmäinen bottom-up lähestymistavalla tuotetuista suunnitelmista), joihin eri malleilla tuotettuja tilatason suunnitelmia ja niistä muodostuvia aluesuunnitelmia verrattiin.

**Top-down**-lähestymistavassa minimoitiin summaa vanhan metsän pinta-alan ja puuston tilavuuden suhteellisista poikkeamista muuttujien suurimmista mahdollisista arvoista koko alueella. Lisäksi koko alueen nettotulojen tuli olla vähintään tilatason tavoitesuunnitelmien nettotulojen summan tasolla.

**Bottom-up**-lähestymistavassa jokaiselle tilalle tuotettiin ensin viisi vaihtoehtoista suunnitelmaa vaihtelemalla suunnittelukaudelta haluttavien nettotulojen tasoa määrittävän rajoitteen arvoa. Kullakin tilalla tavoitteina käytettiin puuston tilavuutta ja vanhan metsän pinta-alaa suunnittelukauden lopussa, joiden poikkeamia tilatason maksimiarvoista minimoitiin. Tuotetut suunnitelmavaihtoehdot otettiin aktiviteeteiksi kokonaislukuoptimointitehtävään, joka muotoiltiin tavoiteohjelmoinnin muotoon siten, että koko suunnittelualueella minimoitiin vanhan metsän pinta-alan ja puuston tilavuuden suhteellisten poikkeamien summaa vaihtoehtoisten suunnitelmien tuottamista maksimitasoista. Lisäksi nettotulojen tuli koko alueella olla vähintään tilatason tavoitesuunnitelmien nettotulojen summan suuruiset. Optimoinnissa ei sallita tuotettujen suunnitelmien jakamista osiin ja sen ratkaisussa osoitetaan kullekin tilalle yksi valituksi tullut suunnitelma.

**Integroidussa** lähestymistavassa minimoitiin aluetason ja tilatason tavoitemuuttujien suhteellisten poikkeamien summia tavoitetasoista samassa tavoiteyhtälössä. Aluetason tavoitteena käytettiin vanhan metsän pinta-alaa, jonka tavoitetasoksi asetettiin sen suurin mahdollinen arvo suunnittelukauden lopussa. Tilatason tavoitteina olivat nettotulot ja puuston tilavuus, joiden suhteellisia poikkeamia määritetyistä tavoitetasoista minimoitiin. Tavoiteyhtälössä kunkin tilan painoarvo oli yhtä suuri, eli samansuuruinen suhteellinen poikkeama asetetusta tavoitetasosta oli eri tiloilla yhtä tärkeää. Vanhan metsän pinta-alatavoitteen tärkeys kerrottiin tilojen lukumäärällä.

### 3.2 Lähestymistapojen tulosten vertailua

Kaikissa kolmessa lähestymistavassa vanhan metsän pinta-ala on suurempi kuin tilakohtaisten tavoitesuunnitelmien summana saatava pinta-ala (taulukko 1). Vanhaa metsää oli eniten top-down-lähestymistavassa, koska suunnitelmaa laadittaessa yksittäisiä tiloja ei otettu huomioon millään tavalla. Top-down-mallin ja integroidun mallin tehtävänmuotoilut vastaavat toisiaan muuten, mutta integroituun malliin sisältyy pyrkimys tilojen tasapuolisesta kohtelusta. Sen seurauksena vanhan metsän pinta-ala pienenee integroidussa mallissa. Näissä laskelmissa bottom-up-lähestymistapa tuotti paremmat tavoitemuuttujien arvot kuin integroitu. Tämä aiheutui siitä, että bottom-up-lähestymistavassa aktiviteeteina käytetyissä vaihtoehtoisissa tilakohtaisissa suunnitelmissa sallittiin kohtuullisen suuri nettotulojen vaihtelun taso, eikä vaihtelua enää otettu huomioon aluetason suunnitelmaa tuottaessa.

Puuston tilavuus on kaikissa lähestymistavoissa hiukan pienempi kuin tilakohtaisten suunnitelmien summana saatavassa suunnitelmassa. Tämä johtuu siitä, että optimoinnissa valitaan paras yhdistelmä puuston tilavuuden ja vanhan metsän pinta-alan suhteen eikä kumpaakaan muuttujaa ole sidottu mihinkään ennalta määritettyyn arvoon. Lisäksi vanhan metsän pinta-alan lisääminen voi heikentää jonkin verran puuntuotannollista tehokkuutta.

Suunnittelukauden alussa vanhan metsän pinta-ala oli 242.2 ha. Tilakohtaisten tavoitesuunnitelmien summana saatavan vanhan metsän pinta-ala on suhteellisen korkea, koska myös

Taulukko 1. Aluesuunnittelun lähestymistapojen tulosten vertailu suunnittelualueella, suluissa muuttujan suhteellinen ero tilatason suunnitelmien summaan verrattuna.

	Netto- tulot (mmk)	Vanhan metsän pinta-ala (ha)	Puuston tilavuus (m <sup>3</sup> )	Nettotulojen suhteellinen hajonta (%)
Tilatason tavoite- suunnitelmien summa	47,32	400,7	331040	-
Top-down	47,32 (0,0 %)	432,8 (8,0 %)	323662 (-2,2)	27,2 %
Bottom-up	47,32 (0,0 %)	426,5 (6,4 %)	325074 (-1,8 %)	16,6 %
Integroitu	47,32 (0,0 %)	418,9 (4,5 %)	317377 (-4,1 %)	16,6 %

niitä laadittaessa käytettiin yhtenä tavoitteena vanhan metsän pinta-alaa. Jos tavoitesuunnitelmat laadittaisiin käyttäen tavoitemuuttujina pelkästään nettotuloja ja jäävän puuston tilavuutta, olisi vanhan metsän pinta-ala huomattavasti pienempi. Kolmen tarkastellun lähestymistavan ja tavoitesuunnitelmien väliset pienehköt, mutta loogiset erot johtuvat siis tilatasolle luodusta liikkumavarasta. Suunnittelualueen pinta-alan laajentumisen seurauksena on mahdollista kohdistaa toimenpiteet paremmin vastaamaan koko alueen puuston rakennetta. Kysessä on ns. "allowable-cut effect" (esim. Pesonen ja Soimasuo 1998).

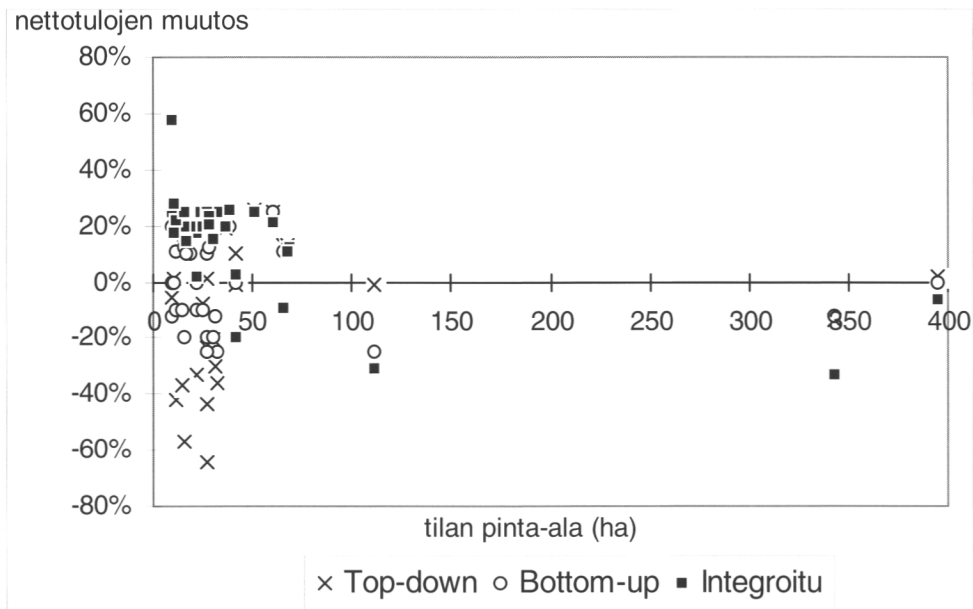
Tässä esimerkissä nettotulojen pieni vaihtelu tavoitetason ympärillä kuvaa periaatteessa tuotettujen suunnitelmien parempaa hyväksyttävyyttä ja metsänomistajien tasapuolisempaa kohtelua. Vaihtelu oli suurinta top-down-lähestymistavassa ja erityisen suurta se oli pienillä tiloilla (kuva 1, sivu 66). Bottom-up-lähestymistavan aiheuttama vaihtelu oletettiin hyväksyttäväksi. Integroidussa lähestymistavassa on huomionarvoista negatiivisten poikkeamien pieni lukumäärä pienillä tiloilla. Tämä aiheutui tavoitteesta kohdella kaikkia tiloja tasapuolisesti, jolloin pienillä tiloilla tavoitetasoon pääseminen ei pienennä aluetason tavoitteen arvoa yhtä paljon kuin isoilla tiloilla.

#### 4 Miten teoriasta käytäntöön: aluesuunnittelun toteuttaminen ja mahdollisuudet

Hypoteesina aluesuunnittelun toteuttamisessa on, että verrattuna perinteiseen tilakohtaiseen suunnitteluun ja tilakohtaisten suunnitelmien summana muodostettuun aluesuunnitelmaan koko alueella voidaan päätyä parempaan suunnitelmaehdotukseen. Tämä aiheutuu mm. suunnittelu-

alueen pinta-alan kasvamisen seurauksena saavutettavista eduista ja siitä, että koko alueella keskitytään samoihin yhdessä määritettyihin tavoitteisiin.

Kuva 1. Nettotulojen tilakohtaiset suhteelliset poikkeamat eri lähestymistavoissa tavoitesuunnitelman nettotulotasoon verrattuna.



Aluesuunnittelu on, kuten metsäsuunnittelu yleensäkin, monitavoitteista. Edellä kuvatut lähestymistavat ja optimointimallit tarjoavat vaihtoehtoisia teknisiä ratkaisuja monitavoitteiseen aluesuunnittelutehtävään. Pelkkä tekninen lähestymistapa ja tekninen ratkaisu eivät kuitenkaan ole riittäviä. Aluesuunnitteluun liittyy vahva sosiaalinen komponentti. Jotta suunnitelmat hyväksyttäisiin ja jotta niitä noudatettaisiin, koko aluetta koskevista tavoitteista on päästävä yhteisymmärrykseen alueen metsänomistajien kanssa. Hyödyt, joita ekologisten tavoitteiden avulla saavutettaisiin, on pystyttävä perustelemaan suunnitteluun osallistuville metsänomistajille. Tärkeitä piirteitä myös aluesuunnittelussa ovat metsänomistajien omaa tilaa koskevien tavoitteiden pohdinta, suunnitteluprosessin vuorovaikutteisuus ja avoimuus sekä metsänomistajien motivointi ja oikeudenmukainen kohtelu. Metsänomistajien on hyväksyttävä heille tarjotut suunnitelmat, sillä suunnittelun hyödyt eivät realisoitu ellei laadittuja suunnitelmia toteuteta.

Edellä lähestymistavat kuvattiin yksinkertaistetussa perusmuodossa. Eri suunnittelutilanteisiin on valittava erilaiset lähestymistavat ja lähestymistapoja voidaan käyttää vuorotellen. Käytännössä yksityiskohdat on räätälöitävä käsillä olevan suunnittelutilanteen edellyttämällä tavalla. Eri lähestymistapojen antamia tuloksia voidaan vertailla ja tila- ja aluetason tavoitteita voidaan tarkentaa niiden perusteella. Kaikissa lähestymistavoissa poikkeamat eri tiloilla minkä tahansa

tavoitteen suhteen on mahdollista rajoittaa halutulle tasolle. Esimerkiksi kuvan 1 suuret negatiiviset poikkeamat nettotulojen tavoitetasosta voitaisiin eliminoida. Tämä tarkoittaisi tila-kohtaisten rajoitteiden käyttöä ja esimerkiksi top-down-mallin räätälöimistä integroidun mallin suuntaan.

Esimerkkilaskelmissa koko aluetta koskeva ekologinen tavoite oli yksinkertaisesti vanhan metsän pinta-ala. Spatiaalisten tavoitteiden avulla voitaisiin ohjata myös vanhojen metsien sijoittumista tai kokojakaamaa suunnittelualueella pyrkimällä esimerkiksi vähemmän pirstoutu-neeseen vanhojen metsien rakenteeseen. Tämä edellyttäisi heurististen optimointimenetelmien käyttöä. Lisäksi esimerkiksi isompien yhtenäisten vanhojen metsien alueiden luominen alueelle edellyttäisi integroitua tai top-down-lähestymistapaa, sillä bottom-up-lähestymistavassa etukäteen laaditut vaihtoehtoiset ja diskreetit suunnitelmat rajoittavat mahdollisuuksia koordinoida erilaisten metsikkökuvioiden sijaintia yli tilanrajojen.

Lajien elinolosuhteita voidaan parantaa paitsi lisäämällä ekologisesti tärkeiden resurssien määriä myös ohjaamalla resurssien spatiaalisen sijoittumisen kehittymistä lajien tarpeiden kannalta parempaan suuntaan. Tämä voitaisiin toteuttaa ehkäpä helpommin ja pienemmillä kustannuksilla kuin lisäämällä lajeille tarpeellisten resurssien määriä. Koordinoimalla metsänkäsittelytoimenpiteitä ja resurssien sijaintia yli tilarajojen olisi mahdollista luoda suurempia resurssikeskittymiä kuin pelkillä tilatason toimenpiteillä. Spatiaaliset tavoitteet, joilla pyritään esimerkiksi kasaamaan resursseja tiettyihin paikkoihin, saattavat kuitenkin kohdella metsänomistajia hyvin eriarvoisesti. Se, että osalla metsänomistajista tavoitteet liittyvät puuntuotannon lisäksi luonnon monimuotoisuuden vaalimiseen tai metsien virkistyskäyttöön, lisää mahdollisuuksia vaikuttaa alueen spatiaaliseen rakenteeseen. Näiden metsänomistajien tilat voisivatkin tarjota luontevan kiinnepohdan esimerkiksi vanhojen metsien keskittymille (Kurttila ym. 1999a).

Aluesuunnittelun hyödyt ovat moninaiset (katso myös Pykäläinen ym. 1999). Aluesuunnittelu mahdollistaa alue-ekologisten tarkastelujen ulottamisen yksityismetsiin. Lisäksi metsänomistajien yhteistoiminta paranee ja se voisi laajentua koskemaan muitakin toimenpiteitä kuin ekologisista tavoitteista sopimista. Aluesuunnittelu voi olla keino konfliktien ratkaisemiseen ja sen avulla voidaan estää konflikteja, joita voi aiheutua rajoitettaessa metsien käsittelyjä viranomaismääräyksin. Lisäksi aluesuunnitelmien koostamistekniikat voivat soveltua ja olla käyttökelpoisia myös alueellisen metsäsertifioinnin kriteerien vaikutusten analysoinnissa tai tavoitteiden täyttymisen tarkastelussa. Neuvottelutekniikoiden kehittäminen ja käyttö sekä interaktiivisen suunnittelun menetelmien ottaminen osaksi suunnittelua ovat keinoja parantaa kommunikointia metsänomistajien, suunnittelijoiden ja ekologisten asiantuntijoiden välillä.

## Kirjallisuus

- Davis, L.S. & Liu, G. 1991. Integrated forest planning across multiple ownership and decision makers. *Forest Science* 34(1): 200-226.
- Kangas, J. & Pukkala, T. 1992. A decision theoretic approach applied to goal programming of forest management. *Silva Fennica* 26(3): 169-176.
- Kurttila, M., Uuttera, J., Mykrä, S., Kurki, S. & Pukkala, T. 1999a. Decreasing the fragmentation of old forests in landscapes involving multiple ownership: economic, social and ecological consequences. Käsikirjoitus.
- Kurttila, M., Kangas, A. & Kangas, J. 1999b. Ekologinen informaatio metsäsuunnittelussa. Julkaisussa: Nuutinen, T. & Suokas, A. (eds.). MELA99 ja metsätalouden suunnittelu. MELA-käyttäjöpäivä ja tutkimusseminaari 11.-12.5. 1999 Majvik, Kirkkonummi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 752, 33-40.
- Luonnonläheinen metsänhoito. 1994. Metsänhoitosuosituksset. Metsäkeskus Tapion julkaisuja 1994:6. 74 s.
- Mykrä, S. & Kurki, S. 1998. ESC - strategy for rational operationalization of biodiversity in managed forests of Finland. *Silva Fennica* 32(4): 389-399.
- Nalli, A., Nuutinen, T. & Päivinen, R. 1996. Site-specific constraints in integrated forest planning. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 85-96.
- Navon, D. & Weintraub, A. 1986. Operational model of supply for wildland enterprises. *TIMS Studies in the Management Sciences* 21: 353-370.
- Pesonen, M. & Soimasuo, J. 1998. Tilakohtaisen kestävyiden vaikutus suuralueen kestäviin hakkuumahdollisuuksiin - tapaustutkimus Satakunnan metsälautakunnan alueella. *Folia Forestalia* 1/1998: 43-51.
- Pukkala, T. 1998. MONSU metsäsuunnitteluohjelma. Versio 1.2. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. Moniste 74 s.
- , Kangas, J., Kniivilä, M. & Tiainen, A-M. 1997. Integrating forest-level and compartment-level indices of species diversity with numerical forest planning. *Silva Fennica* 31(4): 417-429.

Pykäläinen, J., Pukkala, T. & Kurttila, M. 1999. Mitä metsän hoidon ja käytön ryhmäsuunnittelu voisi olla? Julkaisussa: Nuutinen, T. & Suokas, A. (eds.). MELA99 ja metsätalouden suunnittelu. MELA-käyttäjöpäivä ja tutkimusseminaari 11.-12.5. 1999 Majvik, Kirkkonummi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 752, 27-32.



# Alue-ekologinen suunnittelu Metsähallituksessa: käytäntöä ja kehittämistä

---

**Lauri Karvonen**

Metsähallitus,  
PL 8016, 96101 ROVANIEMI  
lauri.karvonen@metsa.fi

## 1 Johdanto

Metsähallituksen tavoitteena on, että kaikki yhtenäiset Metsähallituksen hallinnassa olevat valtion maat ovat alue-ekologisen suunnittelun piirissä vuoden 2000 loppuun mennessä. Tällöin noin 6,4 milj. ha on suunniteltu. Tähän lukuun ei sisälly Ylä-Lapin suuret suojelualueet ja Ylä-Lapista luvussa on mukana vain metsätalousalueen pinta-ala. Suunnittelun kokonaiskustannus tulee olemaan noin 40 milj. mk, josta yli 30 milj. mk koostuu välittömistä suunnitelma-kohtaisista kustannuksista. Suurin osa tästä on maastotyökustannusta. Kokonaiskustannuksiin sisältyy lisäksi mm. tietojärjestelmien, karttatulostuksen ja raportoinnin kehittäminen sekä asiaan liittyvään tutkimukseen osallistuminen.

Alue-ekologista suunnittelua alettiin kehittämään Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä vuonna 1994 (Hallman ym. 1996). Tällöin luotiin suunnittelun perusteet, osin ruotsalaisiin tutkimuksiin perustuen (ks. esim. Rulcker & Angelstam 1994). Menetelmän monimuotoisuuden arviointiosaa on kehitetty erillisellä tutkimushankkeella (Siitonen, P. 1999, Siitonen & Lehtinen 1999 ja Siitonen & Tanskanen 1999). Käytännön suunnittelumenetelmä on muotoutunut pilottiprojekteissa, jotka käynnistettiin Metsähallituksen alueissa vuonna 1996 (Ketoi-Tokoi ym. 1996, Karvonen ym. 1997, Korkalo ym. 1997, Rissanen ym. 1997, Näpänkangas ym. 1998, Pitkänen ym. 1998 ja Luhta 1999). Suunnittelumenetelmää ja paikkatietojärjestelmää on kehitetty koko ajan uuden tutkimustiedon ja saatujen kokemusten perusteella (Karvonen 1999 ja Soinne 1999).

## 2 Suunnittelun periaatteet

Metsähallituksen suunnittelujärjestelmässä alue-ekologinen suunnittelu on luonnonvarasuunnittelun toteutusta (ks. esim. Hallman ym. 1996). Luonnonvarasuunnitelmassa määritellään alueelliset monimuotoisuuden ja metsien monikäytön tavoitteet sekä mahdolliset näitä tavoitteita palvelevat maankäyttöpäätökset. Alue-ekologinen suunnittelu ei ole luonnonsuojelualue-

suunnittelua, vaan paljolti elinympäristö- ja maisemasuunnittelua ja metsikkötason päätöksenteoa. Luonnonsuojelualueiden suunnittelu on sen sijaan metsien käytön strategista maankäyttösuunnittelua. On kuitenkin muistettava, että tietyt elinympäristöt ovat perinteistä metsikkökäsitettä suurempia, jolloin elinympäristön säilyttäminenkin vaatii metsikköä laajemman kokonaisuuden. Alue-ekologinen suunnittelu tuleekin nähdä luonnonsuojelualueita täydentävänä metsäalueen suunnitteluna, jossa "täsmäsuojellaan" suojelualueiden tai muiden erityisten maankäyttöpäätösten ulkopuolelle jääneitä arvokkaita luonto-, maisema- ja muita erityiskohteita.

Suunnittelussa arvioidaan eri metsiköiden rooli metsäalueella; tietyt metsiköt on kokonaisuuden kannalta syytä jättää luonnontilaisiksi palvelemaan monimuotoisuutta ja toiset ovat arvokkaimpia riistan tai metsämaiseman kannalta. Arvotusta tehtäessä on koko metsäalue luonnonsuojelualueet mukaan lukien syytä ottaa tarkasteluun mukaan. Tällöin tiedetään, millaisia kohteita alueella on jo suojeltu ja mitkä ovat suojelun puutteet. Alue-ekologisessa suunnittelussa tehdään myös lakisäateisten luontokohteiden kartoitusta. Osa arvokkaimmista kohteista on metsä- tai luonnonsuojelulain mukaisia luontotyyppisiä tai luonnonsuojelulain mukaisia lajiesiintymiä. Lisäksi alue-ekologisen suunnittelun kautta kerätyn tiedon avulla täyttyy usea kansallisen metsäsertifiointin kriteeri.

Alue-ekologinen suunnittelu ei kuitenkaan ole pelkästään yksittäisten kohteiden kartoitusta, vaan siihen kuuluu myös alueellisten tavoitteiden määrittäminen. Tavoitteilla pyritään siihen, että erityyppisiä metsiköitä - esim. lehtimetsiköitä tai vanhoja metsiä - on monimuotoisuuden kannalta riittävästi. Toisaalta se tarkoittaa, että metsien käsittelyyn sisältyy tietty luontaisen häiriödynamiikan jäljittely tyypillisine kliimaks- ja pioneerivaiheen puustoineen. Lisäksi käsittelyn alaisiin metsiin tulee jäädä riittävästi eri lajien - ja etenkin uhanalaisten lajien - kannalta arvokkaita rakennepiirteitä, jotka perinteisessä metsänhoidossa ovat käyneet vähiin. Osin nämä tavoitteet on kirjattu myös yleisiin metsänhoito- ja ympäristöohjeisiin.

Vaikka alue-ekologisessa suunnittelussa pääpaino on talousmetsien inventoinnissa, menetelmä sinänsä on yleispätevä myös luonnonsuojelu- ja muille erityisalueille. Suunnittelussahan kartoitetaan metsäalueen erityiskohteita - oli ne sitten avainbiotooppeja, muinaismuistoja tai riista- tai maisemakohteita. Samalla menetelmällä, jolla metson soitimet kartoitetaan ja merkitään paikkatietojärjestelmään talousmetsissä, se voidaan tehdä myös luonnonsuojelualueelta löydetylle soitimelle. Ekologisesti on myös tärkeätä tietää soitimien kokonaisuus koko metsäalueella, jolloin talousmetsien kohteet voidaan suhteuttaa kokonaisuutensa. Sama koskee myös muita erityiskohteita. Alue-ekologinen suunnittelu onkin laajan alueen (10 000 - 100 000 ha) yleissuunnittelua, jossa kartoitetaan kohteet ja jonka jälkeen voidaan tehdä yksityiskohtaista suunnittelua. Eri alueilla tämä detaljisuunnittelu vaihtelee riippuen alueen käyttötarkoituksesta; metsätalouden toimenpiteissä tai esim. kelkkareittien suunnittelussa kohteet vaikuttavat toimenpiteiden rajaukseen tai suuntaamiseen ja luonnonsuojelualueilla kohde voi tulla tarkemman laji-inventoinnin tai -seurannan piiriin. Koska talousmetsissä metsien käyttö on intensiivistä, on erityiskohteet tarpeellista saada kartoille mahdollisimman nopeasti, jotta

ne voidaan huomioida toiminnassa. Toisaalta myös luonnonsuojelualueilla rakennetaan virkistysrakenteita ja erilaisia polkuja, jolloin erityiskohteet on tunnettava.

Alue-ekologiseen suunnitteluun kuuluu myös ekologisten yhteyksien laadinta. Talousmetsissä niillä pyritään luomaan leviämisyhteydet ekologisesti arvokkaiden luontokokonaisuuksien välille. Tavoitteena on ennen kaikkea auttaa kuusivaltaisten metsien uhanalaisen lajiston leviämistä. Tämän lajiston tyypillistä elinympäristöä ovat luonnontilassa ns. kulonkiertämät, jotka ovat usein purojen varsilla olevia alavia kankaita tai korpia. Ekologisten yhteyksien laatiminen perustuu osaksi oletukseen metsän luonnondynamiikasta, jonka mukaan ko. elinympäristöjen sukkessio olisi luonnossa hyvin "pitkäikäinen" (esim. Rulcker & Angelstam 1994). Täten myös luonnonsuojelualueilta lienee erotettavissa samankaltainen elinympäristöjen välinen toiminnallinen rakenne, jossa tietyt elinympäristöt yhdistyvät "käytävien" kautta toisiinsa. Alue-ekologisen suunnittelun myötä alueelle syntyykin erityiskohteiden muodostama verkosto, johon sisältyvät mm. arvokkaat elinympäristöt ja niiden väliset toiminnalliset yhteydet.

Suunnitteluprosessissa voidaan erottaa seuraavat vaiheet:

A. Tavoitteenasettelu ja kohteiden ennakkosuunnittelu

B. Tiedonkeruu

1. Olemassa olevat kohteet
2. Maastotyökohteiden valinta ja maastotyöt
3. Kohdetietojen talletus ja laskenta

C. Suunnittelu

1. Kohteiden luokittelu, vertailu ja valinta
2. Alueellisten tavoitteiden määrittely
3. Suunnitelman koostaminen ja vaikutusten arviointi
4. Suunnitelman raportointi, ylläpito ja seuranta

Suunnittelun periaatteisiin kuuluu myös osallistavan suunnittelun käyttö sekä tiedonkeruussa että suunnitelman koostamisessa.

### 3 Tiedonkeruu ja kohteiden maastoinventointi

Alue-ekologisessa suunnittelussa metsiköt ovat suunnittelun “pelinappuloita”, joilla tulee pelata siten, että metsäalueen ekologinen, sosiaalinen ja taloudellinen kestävyys turvataan. Jotta tämä voidaan tehdä, tulee metsiköistä olla riittävä määrä tietoa, jotta ne voidaan luokitella ja arvottaa. Tämä tieto on osin ollut jo olemassa, kun alue-ekologinen suunnittelu käynnistettiin vuonna 1996. Suuri osa ns. luontokohdetiedosta on kuitenkin jouduttu/joudutaan keräämään vuosien 1996 - 2000 aikana. Maastoinventointeja mietittäessä etukäteissuunnittelu on tärkeää, koska käytettävissä olevat panostukset ovat aina rajalliset. Etukäteissuunnittelussa käydään läpi suunnittelualan kriittiset tekijät ja tehdään suunnitelman tavoitteenasettelu luonnonvarasuunnitelman periaatteiden mukaan.

Osa suunnittelussa hyödynnettävästä kohdetiedosta on olemassa olevaa tietoa. Tämä tieto on kuitenkin hajallaan ja suunnittelussa tämä tieto onkin kerättävä yhteen erilaisista inventointiraporteista ja eri organisaatioilta, jotta alueesta saadaan kokonaiskuva. Tällaista kokonais selvitystä ei ole ennen tehty. Metsähallituksen metsissä tehtiin 1980-luvulla riistatalous-suunnittelua, jossa riistanhoitokohteiden ja - elinympäristöjen kartoitus oli keskeisellä sijalla. Myös kalavesien sekä erikoismetsien hoito- ja käyttösuunnitelmia laadittiin perinteisen metsätaloussuunnittelun yhteydessä. Näitä suunnitelmia on nyt voitu tehokkaasti hyödyntää alue-ekologisessa suunnittelussa ja niiden kohdetieto on talletettu paikkatietojärjestelmään.

Toisaalta myös muut organisaatiot ovat keränneet ja rekisteröineet kohdetietoa erilaisin inventoinnein. Tällaisia rekistereitä ovat esim. uhanalaisten lajien ja muinaismuistorekisterit. Valitettavasti ulkoisten rekisterien kohdetieto ei suoraan ole ollut alue-ekologisen suunnittelussa käyttökelpoista, vaan tietoja on jouduttu tarkastamaan ja tallettamaan omana työnä paikkatietojärjestelmään. Jatkoa ajatellen po. rekisterien ajantasaisuus ja kohdetiedon muu laatu tulee olemaan ensiarvoisen tärkeää suunnitelmien päivityksen kannalta.

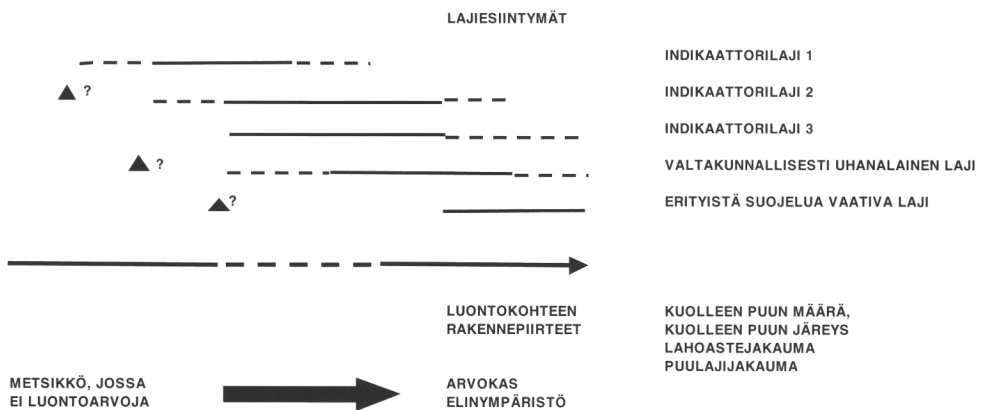
Suunnittelu edellyttää tietoa myös uhanalaisten lajien kannalta arvokkaista luontokohteista. Tämä tieto on suunnittelun kannalta kriittisintä tietoa, koska metsien käyttö vaikuttaa niihin kaikista eniten ja tätä tietoa ei ole ollut saatavilla tähän saakka. Luontokohteet voidaan karkeasti jakaa a) *kohteisiin, jotka riippuvat kasvupaikasta tai tietystä maaston rakennepiirteestä* (esim. lehto, rehevä suo tai jyrkänne) ja b) *kohteisiin, joissa pääelementtinä on jokin arvokas puuston rakennepiirre* (esim. aarnimetsikkö, kuolleen puun tai palaneen puun määrä). Tiedonkeruun - ja koko suunnittelun - kallein vaihe on ollut kerätä tätä luontotietoa. Inventointimenetelmää on kehitetty vuodesta 1994 alkaen (esim. Siitonen & Tanskanen 1999 ja Soinnie 1999). Käytetty inventointimenetelmä perustuu *kasvupaikan ja puuston rakennepiirteiden sekä lajihavaintojen* kirjaamiseen. Kun on kyse avainbiotoopeista, jotka perustuvat kasvupaikan rehevyyteen ja erilaisten maastorakennepiirteiden esiintymiseen, on menetelmä suhteellisen yksiselitteinen.

Sen sijaan niiden elinympäristöjen luokittelu, jotka sisältävät *arvokkaita puuston rakenne-*

*piirteitä* (esim. lahoppuuta), on vaikeampaa. Tällöin voi tulla eteen metsiköitä, joissa ei ole paljon lahoppuuta, mutta joista kuitenkin voi löytyä lahoppuustosta riippuvaista, uhanalaista lajistoa. Useat tutkimukset kuitenkin korostavat lahoppuun ja sen jatkuvuuden merkityksestä (esim. Siitonen J. 1999, Sippola ym. 1999). Tällöin joudumme kuvan 1 mukaiseen tilanteeseen. Se, että havaittu indikaattorilaji esiintyy “väärällä kasvupaikalla” voi johtua esim. seuraavista syistä:

1. lajin kasvupaikkavaatimukset ovat loppujen lopuksi niin väljät, että se ei olekaan hyvä indikaattorilaji,
2. laji on tullut metsikköön ennen kuin sen puustoa on käsitelty ja tämän hetkiset olosuhteet eivät vastaakaan lajin todellisia elinympäristövaatimuksia, tai
3. metsikkö sijaitsee esim. suuren luonnonsuojelun lähistöllä, jossa lajin leviäminen on voimakasta, jolloin lajin kannalta epäsuotuisatkin elinympäristöt ovat asuttuja.

Kuva 1. Kaavaminen esitys puuston rakennepiirteiden ja lajihavaintojen välisestä riippuvuudesta määritettäessä arvokkaita luontokohteita. Oletuksena on, että rakennepiirteillä ja lajiesiintymillä on positiivinen riippuvuus. Määritettäessä luontokohteita puuston rakennepiirteiden perusteella voidaan saada oletuksesta poikkeavia lajihavaintoja, joiden syyt ja merkitys tulee selvittää.



Selvää on, että jos on kyse erityistä suojelua vaativasta lajista, tulee lajin kaikki vähäiset esiintymät säilyttää. Sen sijaan jos inventointimenetelmä perustetaan sellaisten indikaattorilajien esiintymiseen, joiden uhanalaisuusluokka voi tiedon karttuessa lieventyä tai jopa poistua, menetelmä voi johtaa harhaan. Tästä syystä Metsähallituksen käyttämässä

menetelmässä painotetaan lahopuun määrää ja sen laatua sekä muita puuston arvokkaita rakennepiirteitä.

Ongelmana lajihavaintojen hyväksikäytölle inventoinnissa on tiedon vähäisyys. Luonnon-suojelualueita ei ole voitu kattavasti inventoida ja myös talousmetsistä puuttuu vertailuaineisto. Laajoihin laji-inventointeihin on panostettu lähinnä putkilokasvien osalta. Lisäksi resursseja on kohdennettu monimuotoisuuden kannalta tärkeille alueille. Systemaattisia muiden lajien inventointeja on voitu tehdä lähinnä rajatapauksissa päätöksenteon tukena. Näin tehtäessä lajiesiintymien suhteellinen edustavuus on epävarmaa ja tulkinta vaikeaa.

## 4 Erityiskohteiden määrittely

### 4.1 Kohteiden määrittely, arvotus ja valinta

Metsähallituksen alue-ekologisessa suunnittelussa määrittelemät erityiskohteet on lueteltu PATI-maastotyöohjeissa (PATI = paikkatietojärjestelmä; Soinne 1999). Suunnittelun käynnistyttyä paikkatietojärjestelmää on kehitetty siten, että erityyppiset kohteet on voitu tallettaa järjestelmään joko kuviokohtaisena, yli kuviorajojen ulottuvana aluekohteena tai pistemäisenä kohteena. Aluekohdetta on käytetty etenkin ekologisten yhteyksien, maisema-alueiden ja metson soidinalueiden tallettamiseen. Pistemäisiä kohteita ovat esim. muinaismuistot ja lajiesiintymät.

Kohteet on luokiteltu sen mukaan, onko kohde lakisääteinen vai Metsähallituksen omilla ohjeilla määriteltä. Tähän mennessä tehdyissä suunnitelmissa metsälakikohteiden osuus on vaihdellut 0,5 - 1 % pinta-alasta. Lakisääteisten kohteiden lisäksi suunnittelussa määritellään muutkin luontokohteet kuten aarnimetsiköt, nuoret sukessiovaiheet ja harjut. Lisäksi osa kohteista on määriteltä ennallistettavaksi.

Tavoitteena on, että kustakin elinympäristöluokasta arvokkaimmat kohteet tulee säilyttää. Tämä tarkoittaa osin sitä, että tietyn luontokohdeluokan kriteerit ovat suhteellisia riippuen suunnitelma-alueesta. On kuitenkin luontotyyppejä, joiden luokittelussa tulee ottaa huomioon niiden esiintyminen koko Suomessa. Luokittelun ja arvotuksen apuna on käytetty pisteytysmenetelmää (MONIWIN), jossa kohteelta mitatut rakennepiirteet ja kohteen tietyt muut tunnuksat arvotetaan (ks. Siitonen P. 1999). Täten kohteet saadaan suhteelliseen arvojärjestykseen. Arvojärjestys tulee tehdä kasvupaikka- ja puulajikohtaisesti, jolloin kohteet ovat toistensa kanssa vertailukelpoisia. Pisteytysmenetelmän ongelmana on se, että siinä tarvittavaa tietoa ei ole voitu kattavasti kerätä koko metsäalueelta ja se ei huomioi muita metsänkayttömuotoja (esim. riista-, maisema- ja ulkoilu-arvoja). Koska tietyt elinympäristöt ovat vähälukuisia, suhteellisesti erityyppisiä elinympäristöjä tulee määriteltä erisuuruinen määrä. Yleensä luontokohteiden osuus on ollut 2-5 % pinta-alasta.

Nykyisessä alue-ekologisen suunnittelun ohjeessa (Karvonen 1999), painotetaan luontokohteen laadullisten ominaisuuksien lisäksi myös kohteen kokoa ja muotoa sekä kohteiden keskinäistä sijaintia. Näiden tekijöiden huomioimisella pyritään vähentämään kohteista reunavaikutusta ja alueellista kohteiden pirstoutumista. Nämä tekijät vaikuttavat etenkin puustorakenneriippuvaisten avainbiotooppien arvoon metsäalueella. Näitä tekijöitä ei em. pisteytysmenetelmässä ole otettu huomioon ja menetelmää tuleekin edelleen kehittää (ks. Siitonen P. 1999 ja Siitonen & Lehtinen 1999). Tähän liittyy yleinenkin alue-ekologinen ongelma eli miten kytetään metsäalueella tapahtuva puulaji- ja ikäluokkadynamiikka (ja siihen kytkeytyvä metsikkölaikkujen dynamiikka) ja ekologiset mallit toisiinsa. Ei riitä, että kohteiden tilajärjestys (spatiaalisuus) arvotetaan ja otetaan huomioon luokittelussa suunnitteluhetkellä, vaan se tulisi kyetä arvottamaan myös ajan funktiona. Tällöin on kyse erityyppisten elinympäristölaikkujen ja niiden dynamiikan hallinnasta nimenomaan tiettyjen lajien ekologian kannalta (esim. Kuusinen & Hanski 1998). Tämä edellyttää paitsi näiden mallien myös paikkatietoanalyysien kehittämistä.

Luontokohteiden määrittely tehdään nykytiedon mukaan siitä, millaiset elinympäristöt ja mitkä lajit ovat uhanalaistuneet metsien käytön seurauksena. Kuten aiemmin on todettu, luontokohteet määritellään etupäässä erilaisten rakennepiirteiden ja indikaattorilajien mukaan. Tunnukset ovat siis välillisiä ja ne kuvaavat elinympäristöjä eivätkä suoraan uhanalaisten lajien esiintymistä. Tiettyjen lajien uhanalaisuusluokituksen muutokset eivät täten siis vaikuta itse menetelmän perusteisiin. Toisaalta uhanalaisuustarkastelu voi tuoda painotuksia erityyppisten elinympäristöjen suojelun tarpeellisuuteen.

Ekologisten yhteyksien merkitys on vielä toistaiseksi epäselvä. Meneillään olevat tutkimukset tuonevat asiaan lisätietoa (esim. Nohlgren & Gustafsson 1995, Gustafsson & Hansson 1997, Mönkkönen & Reunanen 1998, Henttonen ym. 1999). Alun perin yhteyksiä on perusteltu paljolti tiettyjen - etenkin kuusivaltaisten metsien - lajien leviämistä edistävänä tekijänä. Tästä syystä ne on muodostettu usein nauhamaisina "käytävinä" yksinomaan tätä tehtävää silmälläpitäen. Toiminnallisesti ekologisina yhteyksinä voivat toimia myös muut luontokohteet kuin varta vasten yhteyksiksi määritellyt kohteet. Tänä päivänä ekologiset yhteydet ovat osa alueellista ekologista verkostoa ja niiden merkitys on moninainen (ks. Karvonen 1999). Niillä voidaan olettaa olevan merkitystä mm. seuraavasti:

- ne yhdistävät alueellisesti arvokkaita luontokokonaisuuksia toisiinsa (ulkoinen yhteys),
- niiden avulla voidaan myös sitoa yhteen lähellä olevat erilliset luontokohteet (sisäinen yhteys),
- ollessaan vesistöjen rantametsinä ne toimivat vesistöjen suojavyöhykkeinä,

- ne täyttävät omalta osaltaan alueellista vanhojen metsien tavoitetta,
- ne ylläpitävät alueen luontaista maisemarakennetta,
- ne toimivat riistan suoja- ja ravintokohteina ja —
- ajan myötä osa kohteista voi kehittyä myös varsinaisiksi avainbiotoopeiksi.

## 4.2 Kohteiden huomioonottaminen toiminnassa

Metsien käsittelyssä on tärkeää, että erityiskohteet otetaan huomioon niiden ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Käsittelytapaa tulee miettiä kohteelta havaittujen tai todennäköisesti esiintyvien lajien ekologian kannalta. Erityyppiset luontokohteet ovat tällöin hyvin eriarvoisessa asemassa; tiettyjen lajien ekologia tunnetaan suhteellisen hyvin, kun toisten lajien ekologia vaatii vielä tutkimusta. Esim. putkilokasvit ja sammaleet ovat enemmän tutkittuja kuin käävät ja kovakuoriaiset. Ensin mainittujen osalta voitaneen suhteellisen helposti päästä laji- tai lajiryhmäkohtaisiin käsittelysuosituksiin. Kasvupaikkasidonnaisten lajien osalta ongelmana on lähinnä, miten kohde rajataan ja miten kohteen puustoa saa käsitellä. Tiettyjen kohteiden osalta voi tulla kysymykseen myös ennallistamistoimenpiteet.

Tietyistä puustorakennepiirteistä (esim. lehti- ja lahoppuusta) riippuvaisten lajien ja lajiryhmien ekologiaa tutkitaan tällä hetkellä paljon. Tämä tutkimus palvelee suoraan myös alue-ekologista suunnittelua, koska näiden lajien ekologia lienee suoraan riippuvainen alueen metsiköiden puulaji- ja ikäluokkarakenteesta ja siitä, millaisia metsikkökohtaisia rakennepiirteitä metsänkäsittelyssä tulisi suosia. Tällä hetkellä tavoitteena on pyrkiä jäljittelemään metsäalueen luonnondynamiikkaa siten, että metsien käytöstä huolimatta ei mikään elinympäristö tulisi uhanalaiseksi. Elinympäristöjen huomioimista voidaan tarkastella luokittelemalla ne tai niiden dynamiikka esim. seuraavasti (kuva 2, sivu 80):

### A. Arvokkaiden elinympäristöjen ja lajiesiintymien hoito

#### 1. Alueelliset elinympäristöt

- Kyseessä ovat lajit, joiden elinpiiri sisältää useita metsiköitä ja näiden metsiköiden käsittely on sidoksissa toisiinsa. Tällaisia elinympäristöjä ovat esim. metson soidinalueet (esim. Helle ym. 1999) ja liito-oravareviirit (Reunanen & Nikula 1998).
- Metsänkäsittely tapahtuu ottamalla huomioon lajikohtaiset puuston rakennevaatimukset.

## 2. Metsikkökohtaiset elinympäristöt

- Kyseessä ovat lajit, joiden elinympäristöt voidaan rajata ja kuvioda yhdeksi metsiköksi, jonka käsittelystä päätetään lajin ekologian perusteella. Ongelmana on lähinnä kuvion rajaus ja puuston käsittely. Lajikohtaisesti vaatimukset voivat vaihdella suuresti.

## B. Elinympäristölaikkujen joukko ja sen dynamiikan hallinta

### 1. Elinympäristöt, jotka ovat syntyneet pitkäaikaisen sukkession seurauksena

- Nämä ovat yleensä kuusivaltaisia, puhtaimmillaan ns. kulonkiertämiä. Täten ne ovat paikkaan sidottuja ja niihin muodostuu lahoppuuta ja erityinen pienilmasto. Maastorakennepiirteistä johtuen ne ovat usein kytkeytyneinä toisiinsa.
- Tärkeätä olisi pienilmaston säilyttäminen (reunavaikutuksen estäminen) sekä kohteiden ryhmittäminen (pirstoutumisen estäminen) ja yhdistäminen (esim. ekologisten yhteyksien avulla).

### 2. Toistuvalla ja/tai laajalla häiriöllä alttiit elinympäristöt

- Nämä ovat yleensä mäntyvaltaisia kasvupaikkoja, joissa luontaiset häiriöt aiheuttavat selvän uudistusvaiheen. Täten niiden sijainti vaihtelee satunnaisuuden mukaan. Uudistusvaiheesta johtuen kuolleen puun määrä voi kerralla muodostua huomattavan suureksi.
- Tärkeätä olisi säilyttää ko. metsiköiden jatkumo metsäalueella (uudistusvaiheesta alkaen) joko aktiivisesti tai luontaisen kehityskierron myötä. Elinympäristön hoitoon kuuluu soveliaiden elinympäristölaikkujen esiintymisen turvaaminen metsäalueella.

## C. Alueellisen puustorakenteen ja rakennepiirteiden hallinta (metsänkäsittelymenetelmät)

### 1. Alueen puulaji- ja ikäluokkarakenteen säätely

- Puustorakenteelle voidaan asettaa yleiset tavoitteet, jotka eivät selvästi kohdistu mitään erityistä lajia tai lajiryhmää kohtaan esim. lehtipuuston tai vanhan metsän tavoitteet.

## 2. Hakkuiden säästökohteet

- Hakuualueille jätetään säästöpuustoa, pienkohteita ja vaihtumisyvyöhykkeitä, jotta kasvavan metsän sisään jää erityisiä puuston rakennepiirteitä.
- Oletuksena on, että tietyt näistä rakennepiirteistä riippuvaiset lajit voivat hyödyntää niitä metsikkökierron aikana.

Kuva 2. Arvokkaat elinympäristöt ja niiden hallinta metsäalueella.

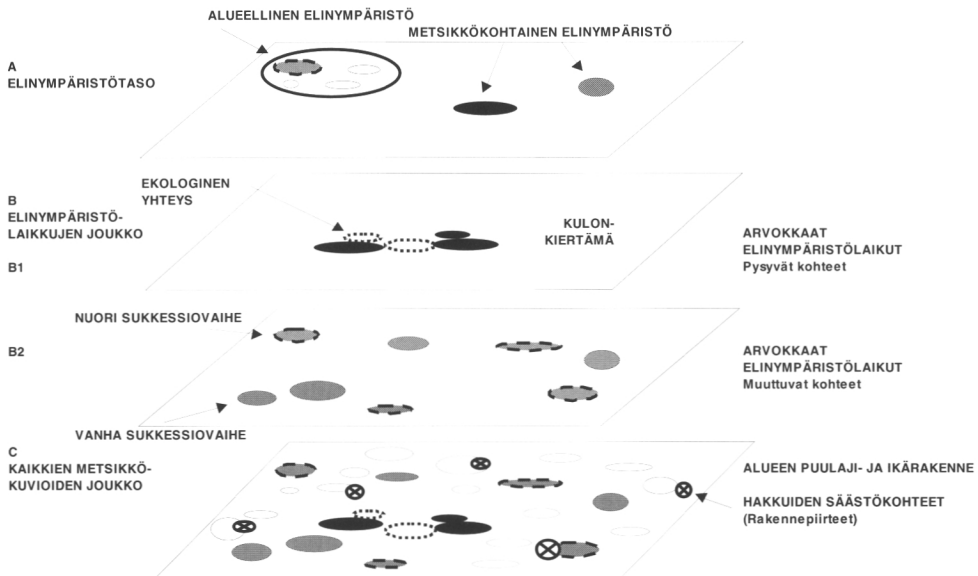
A. Lajiesiintymät voivat olla alueellisia tai kuviokohtaisia. Kohteen huomiointi tehdään lajin ekologian perusteella.

B. Elinympäristölaikkujen joukko.

B1. Tietyillä kasvupaikoilla luonnonsukessio voi jatkua pitkään, jolloin elinympäristöt kehittyvät puustorakenteeltaan arvokkaiksi.

B2. Toistuvan luonnonhäiriön kohteet ovat satunnaisia ja vaihtuvia. Metsäalueella tulisi olla ko. elinympäristöjen jatkumo.

C. Puuston puulaji- ja ikäluokkarakenteen avulla pyritään hallitsemaan aluetta kokonaisuutena. Puuston arvokkaita rakennepiirteitä tulee säilyttää myös käsittelyn alaisissa metsissä.



Em. keinoista kaksi viimeisintä ovat passiivisia, ei välttämättä mihinkään erityiseen lajiin tai tunnettuun lajiesiintymään kohdistuvia toimenpiteitä. Tosin esim. järeän haaparyhmän jättäminen palvelee suoraan esim. tiettyjä kovakuoriaislajeja (Martikainen 1998). Mainittujen keinojen käyttö perustuu oletettuun metsien luontaiseen dynamiikkaan ja sen luomiin elinympäristöihin ja rakennepiirteisiin. Ensimmäisen ryhmän keinoilla sen sijaan pyritään aktiivisesti säilyttämään tiettyjä laji- tai lajiryhmäkohtaisia elinympäristöjä ja ne ovat yksiselitteisesti määriteltyjä metsikön tai muutaman metsikön sisältämiä kohteita. Toisen ryhmän keinoilla tulisi hallita mainittujen elinympäristölaikkujen kokonaisuutta ja sen toimivuutta.

## 5 Alueelliset tavoitteet

Edellisen luvun jaottelussa ryhmien B ja C käyttö luo perustan suunnittelun alueellisille tavoitteille. Suunnitelmiin on nykyisin yleensä määritelty lehtipuuston ja/tai lehtipuuvaltaisten metsien sekä vanhojen metsien tavoiteosuudet metsäalueelle. Lisäksi määritellään kulotus-tavoite. Erityiskohteet sisältyvät omalta osaltaan näihin tavoitteisiin, mutta tavoitteet täyttyvät niiden avulla vain osaksi. Kuten edellä on mainittu ko. tavoitteet ovat kuitenkin suhteellisen passiivinen keino eikä se ota kantaa, millaisia tavoitteeseen sisältyvät metsiköt ovat kooltaan ja minne ne sijoittuvat. Ottamalla tarkasteluun mukaan metsiköiden sijoittuminen ja laatu, voitaneen tavoitteiden vaikuttavuutta parantaa.

Alueellisia tavoitteita määritettäessä tulisi tietää, mikä olisi metsäalueen käytön kannalta optimi niin taloudellisesti kuin ekologisestikin. Ekologisesti tavoitteita on määritetty käyttäen vertailuna ruotsalaista ASIO - mallia sekä tutkimuksia elinympäristöjen vähenemisen vaikutuksesta lajipopulaatioihin (ks. Hallman ym. 1996, Karvonen 1999, Virkkala 1996). Metsien luonnodynamiikan tutkimukseen tulisi kuitenkin selkeästi panostaa, jotta nimenomaan suomalaisen metsäluonnon dynamiikka selviäisi.

Vaikka alueelliset puustotavoitteet ja erilaiset hakkuiden säästökohteet ovat passiivisia monimuotoisuuden säilyttämiskeinoja, niillä kuitenkin lienee selvä merkitys metsäalueen ja metsiköiden sisäisen rakenteen kannalta. Niillä voidaan säilyttää ja osin palauttaakin puuston erityisiä rakennepiirteitä (mm. kuollutta puuta, järeitä haapoja ja aihkimäntyjä, lehtipuustoa yleensä), jotka ovat vähentyneet metsien käsittelyn myötä. Tällä hetkellä ei voida sanoa, että ko. keinojen käyttö olisi ollut turhaa (esim. Siitonen J. 1999). Tutkimusta olisikin kohdistettava siihen, mitkä ovat kriittiset puuston rakennepiirteet eri lajien kannalta.

## 6 Suunnitelman koostaminen ja vaikutusten arviointi

Suunnitelmaa koostetaan suunnitelma-alueelle asetettujen tavoitteiden ja yleisten suunnitteluohjeiden puitteissa (Karvonen 1999). Suunnitelmasta voidaan tehdä useampia versioita, joiden

ekologiset, taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset arvioidaan. Erilaiset suunnitelmavaihtoehdot pitäisi pystyä laatimaan ja tallettamaan väliaikaisesti paikkatietojärjestelmään, jossa analyysit tehdään. Tällä hetkellä tämä ei kuitenkaan ole mahdollista Metsähallituksessa. Jatkossa paikkatietojärjestelmää tulisikin kehittää tähän suuntaan.

*Ekologisten vaikutusten* arviointi joudutaan tekemään välillisesti tekemällä esim. seuraavat tarkastelut:

- luonnonsuojelualueiden ja metsien käytön ulkopuolelle jäävien kohteiden kokonaismäärä,
- erilaisten luontotyyppien määrä,
- muiden lajien suojelua edistävien kohteiden määrä,
- ekologisen verkoston jakaantuminen eri kasvillisuusluokkiin,
- ekologisen verkoston metsien jakaantuminen puulajivaltaisuuksien ja puuston ikäluokkien mukaan ja
- alueen metsien puuston rakenteen kehittyminen tulevaisuudessa.

Tarkastelemalla em. tunnuksia arvioidaan tehtyjen toimenpiteiden vaikutusta uhanalaisten ja myös riistalajien menestymiseen alueella. Täten arviointi on elinympäristötarkastelua. Lajitai edes lajiryhmäkohtaista tarkastelua ei voida nykytietämyksen mukaan tehdä kuin vain tiettyjen lajien osalta. Tarkasteluun ei ole varsinaisesti käytettävissä käyttökelpoisia laskenta-menetelmiä lukuun ottamatta puuston kehittymisen ennustamista, joka on tehty MELA -laskelmalla. Erityiskohteiden määrä suunnitelma-alueittain on vaihdellut 6-10 % pinta-alasta. Lajien suojelun kannalta tärkeitä luontokohteita ja ekologisia yhteyksiä on puolestaan ollut 3-7 % pinta-alasta.

*Taloudelliset vaikutukset* on laskettu MELA -ohjelmalla, jolla on analysoitu paitsi suunnitelman suhteellinen kokonaisvaikutus kuin myös eritelty kunkin erityiskohdeluokan taloudellinen vaikutus. MELA -tarkastelua varten on erityiskohteille määritetty metsänkäsittelyluokka, jolla pyritään kuvaamaan sitä, kuinka paljon erityiskohteeksi määrittely rajoittaa metsikön käsittelyä. Kaikki MELA -laskelmat tehdään samoilla periaatteilla, jolloin tuloksetkin ovat vertailukelpoisia. MELA -laskelma on osoittautunut suunnittelussa käyttökelpoiseksi työvälineeksi etenkin arvioitaessa suunnitelman lähiajan vaikutuksia. Suunnittelun käyttöpuosuunnitetta vähentävä vaikutus 1. kymmenvuotiskaudella on ollut keskimäärin 13 %.

*Sosiaalisten vaikutusten* arviointiin yksi suunnitelma-alue on osoittautunut liian pieneksi. Esim.

Pohjois-Suomessa yhdessä kunnassa voi olla useampi suunnitelma-alue. Tällöin olisikin parempi tehdä tarkastelu monen suunnitelman alueelle yht'aikaa. Toki suunnitelman vaikutuksia voidaan arvioida määriteltyjen riista-, luontaiselinkeino- ja maisemakohtien perusteella. Lisäksi osallistavan suunnittelun kautta saadaan suunnitelmaan paljon palautetta nimenomaan sosiaalisesta näkökulmasta. Näiden perusteella voidaan tarkastella suunnitelman vaikutuksia porotalouteen, matkailuun sekä alueen virkistyskäyttöön.

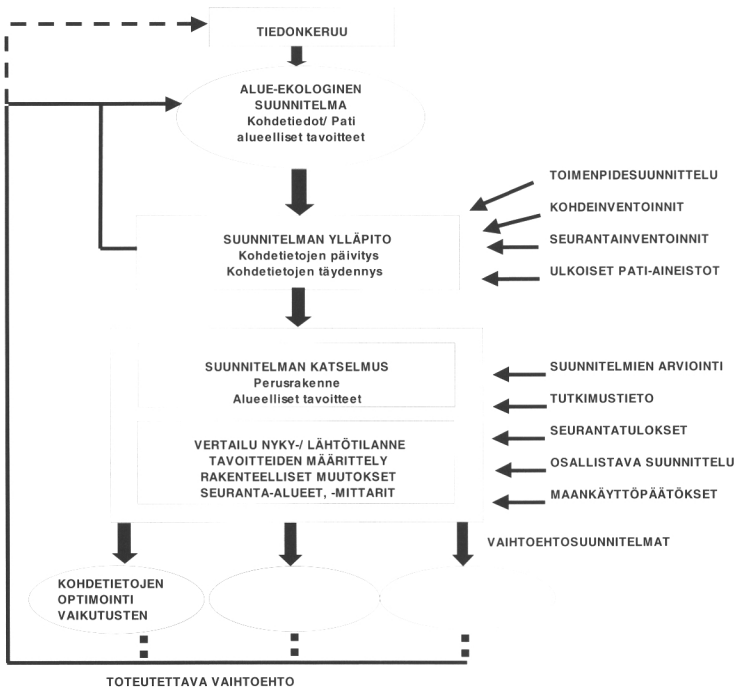
## 7 Suunnitelman ylläpito ja seuranta

Vuoden 2000 loppuun mennessä tehdyn. ns. alue-ekologiaprojektin jälkeen kaikille yhtenäisille Metsähallituksen maille on laadittu alue-ekologinen suunnitelma. Tämän jälkeen suunnitelmia tullaan täydentämään ja ylläpitämään. Uutta tietoa saadaan mm. yksityiskohtaisesta toimenpidesuunnittelusta, erilaisista inventoinneista sekä luultavasti myös muilta organisaatioilta mm. erilaisten paikkatieto-aineistojen kautta. Suunnittelun periaatteisiin kuuluu myös ns. katselmus, joka järjestetään noin 5 vuoden kuluttua suunnitelman valmistumisesta. Tällöin käydään läpi suunnitelman rakenne ja tavoitteet sekä arvioidaan suunnitelman ajantasaisuus uuden tutkimustiedon, seurantatulosten ja mahdollisten uusien maankäyttöpäätösten perusteella (kuva 3 sivu 84). Suunnitelmasta voidaan katselmuksessakin tehdä vaihtoehtoisia ratkaisuja, josta parhaiten tavoitteet täyttävä valitaan toteutettavaksi. Suunnittelutyökalujen kehittämistä tuleekin tästä syystä jatkaa.

On korostettava, että alue-ekologinen suunnittelun tulee olla jatkuvaa alueellista suunnittelua. Vuosien 1996-2000 aikana tehdystä työstä huomattava osa on mennyt itse menetelmän ja tietojärjestelmien kehittämiseen. Kallein työvaihe on ollut maastoinventointi, joka on ollut välttämätön itse suunnitteluvaiheessa tarvittavan tiedon hankkimiseen. Jatkossa näin massiiviseen erillisinventointiin ei ole tarvetta, vaan suunnittelu voitaneen tehdä hyvin pitkälle olemassa olevan ja muun metsäsuunnittelun yhteydessä kerättävän paikkatiedon perusteella. Tiedonkeruu tulee muiltakin osin kytkeä muuhun metsäsuunnitteluun. Tämä edellyttää, että metsäsuunnittelussa kerätään perinteisen metsätaloustiedon lisäksi myös luontokohdetietoa. Erillisinventointeja tehdään siten vain poikkeustapauksissa.

Suunnittelun seuraavassa vaiheessa laaditaan suunnitelmien seurantajärjestelmä. Tällöin määritellään tarpeelliset seurantamittarit ja -alueet niiden lisäksi, mitä suunnitelmissa on jo asetettu. Seuranta-alueet tulee miettiä mittarikohtaisesti, koska nykyiset suunnitelma-alueet eivät ole kaikkien mittarien osalta järkeviä. Tällaisia ovat esim. taloudelliset ja sosiaaliset mittarit. Lisäksi mittareita voidaan seurata esim. kasvimaantieteellisten vyöhyke- ja lohkojaon mukaan.

Kuva 3. Alue-ekologisen suunnitelman ylläpito. Suunnitelmaa täydennetään uudella tiedolla. Tarvittaessa pidetään katselmus, jossa tarkistetaan suunnitelma rakenne ja tavoitteet.



## 8 Lopuksi

Alue-ekologisen suunnittelun perusteita koskevaa tutkimusta on runsaasti meneillään (ks. Annila 1999 ja Walls ym. 1999). Kuten kuvasta 3 käy ilmi, Metsähallituksen vuosien 1996-2000 tekemät suunnitelmat ovat jatkuvasti päivitettäviä suunnitelmia. Niihin voidaan tehdä aika ajoin myös rakenteellisia muutoksia, mikäli uudet tutkimustulokset antavat siihen aihetta. Myös tässä esityksessä on esitetty useita kysymyksiä ja menetelmän kehittämistarpeita, joihin tutkimus toivottavasti kykenee piakkoin antamaan vastauksen. Kysymykset ovat hyvin paljon samoja, joita parhaillaan myös tutkitaan. Täten voi odottaa, että tutkimustulokset tulevat palvelemaan myös käytännön alue-ekologisen suunnittelun kehittämistä. Vaikka tietyt asiat ovatkin vielä vastausta vaille, niin kokonaisuutena valmistuneet/valmistuvat suunnitelmat ovat auttaneet ymmärtämään ja ottamaan huomioon metsäalueen eri käyttömuotoja. Painotus on ollut monimuotoisuuden huomioon ottamisessa; sen ekologisista perusteista on johdettu myös käytännön työvälineitä. Uuden tutkimustiedon avulla näitä käytännön työvälineitä voidaan - ja on tarkoitus - edelleen terottaa.

## Kirjallisuus

- Annala, E. (toim.) 1998. Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705. Vantaan tutkimuskeskus. 335 s.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997. Corridors as a conservation tool. Teoksessa: Hansson, L. 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and. conversation of biodiversity. Ecological Bulletins 46: 182-190.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3. 59 s.
- Helle, P., Linden, H., Aarnio, M. & Timonen, K. 1999. Metso ja metsien käsittely. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 20. 23 s.
- Henttonen, H., Haukialmi, V., Pikkalainen, H. & Niemelä, J. 1999. Ekologisten käytävien merkityksestä keskisuomalaisissa talousmetsissä. Teoksessa: Annala, E. (toim.) 1998. Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705. Vantaan tutkimuskeskus. s 255-271.
- Karvonen, L., Huusko, M., Itkonen, P. & Prokkola, A. 1997. Aalistunturin alue-ekologinen suunnitelma. Suunnittelun periaatteet Metsähallituksen Länsi-Lapin alueella. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 7.
- Karvonen, L. 1999 (toim). Alue-ekologisen suunnittelun ohje. Metsähallitus. Ympäristö- ja laatukäsikirja. Ohje 29.11.1999. 20 s.
- Keto-Tokoi, P., Korhonen, I., Paavonen, A., Seppänen, J. & Vesterinen, P. 1996. Kurun alue-ekologinen suunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 4. 39 s + liitteet.
- Korkalo, M., Pouta, T., Paulus, V., Kokkonen, P., Korpivuoma, J., Itkonen, P. & Ollila, T. 1997. Peurakairan alue-ekologinen suunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 9. 91 s.
- Kuusinen, M. & Hanski, I. 1998. Populaatioekologian rooli alue-ekologiaan perustuvassa metsäsuunnittelussa. Teoksessa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. 1998 (toim). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. s 71 -75.

- Luhta, V. 1999. Inarin havumetsävyöhyke. Luonnonolot ja käyttö. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 21. 119 s.
- Reunanen, P. & Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A. No 93.
- Martikainen, P. 1998. Lausunto koskien Tervola-Muurolan alueen alue-ekologista suunnitelmaa. Konekirjoite. 4 s.
- Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1998. Ekologiset käytävät alue-ekologisen metsäsuunnittelun välineenä. Teoksessa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. 1998 (toim). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. s 39-47.
- Nohlgren, E. & Gustafsson, L. 1995. Vegetation corridors - a literature review with comments from a Swedish forest perspective. Skogforsk. Report. No 1.
- Näpänkangas, J., Meriruoko, A., Tolonen, A., Vainio, M., Jäntti, R., Juntunen, H. & Herttuainen, E. 1998. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 18. 78 s.
- Pitkänen, E., Eisto, K., Toivanen, A., Kammonen, A. & Mustonen, S. 1998. Valtimon alue-ekologinen suunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 18. 53 s + liitteet.
- Rissanen, K., Hirvonen, R., Mahosenaho, J. & Ollila, H. 1997. Pyhännän alue-ekologinen suunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 13. 71 s + liitteet.
- Rulcker, C. & Angelstam, P. 1994. Ekologi i skoglig planering - förslag på planeringsmodell i Särna-projektet med naturlandskapet som forebild. Skogforsk. Redogörelse nr 8. 47 s.
- Siitonen, J. 1999. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle - kirjallisuuskatsaus. Teoksessa: Annala, E. (toim.) 1998. Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705. Vantaan tutkimuskeskus. s 131-161.
- Siitonen, P. 1999 (toim). Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 1. Lajisto ja metsiköiden rakenne. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A. No 103. 171 s + liitteet.
- Siitonen, P. & Lehtinen, A. 1999. Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 2. Metsäalue. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A. No 99. 47 s.

- Siitonen, P. & Tanskanen, A. 1999. Monimuotoisuuden arviointimenetelmä. Käsikirjoitus. Metsähallituksen metsätalouden arkisto. 64 s.
- Sippola, A - L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 1999. Poimintahakkuiden vaikutukset tuoreen kankaan kuusikoiden kääpälajistoon Pohjois-Kainuussa. Esitelmä Metsäntutkimuspäivillä Kajaanissa 9.12.1999. Tiivistelmä 2 s.
- Soinne, H. 1999 (toim). PATI - maastotyöohje. Metsähallitus. Ympäristö- ja laatukäsikirja. Ohje 1.12.1999. 59 s + liitteet.
- Virkkala, R. 1996. Metsiensuojeluverkon rakenne ja kehittämistarpeet - ekologinen lähestymistapa. Suomen ympäristö 16. Luonto ja luonnonvarat. Suomen ympäristökeskus. 53 s.
- Walls, M., Vieno, M. & Peltola, E. 1999 (toim). Biodiversiteettiohjelma Fibre. Monimuotoinen luonto - monitieteellinen näkökulma. Kooste tuloksista 1997-99. Suomen akatemian julkaisuja 5/99. 95 s.



# Yhdessä luotava metsäsuunnittelun malli - käytännön kokemuksia alue-ekologisesta suunnittelusta

---

**Juhani Pyykkönen**

UPM-Kymmene Metsä,  
PL 186, 87101 KAJAANI  
juhani.pyykkonen@upm-kymmene.com

## 1 Miesjoen yhteinen alue

Vuonna 1996 virisi ajatus yhteisestä alue-ekologisen suunnittelun kokeilusta. Alueeksi valittiin Paltamosta 24 000 hehtaarin Miesjoen alue. Yksityisten metsänomistajien, Metsähallituksen ja UPM-Kymmenen osuudeksi itsekullekin tuli noin kolmasosa. Yksityismetsänomistajia oli alueella on 109.

Tavoite oli toisaalta kokeilla Metsähallituksen kehittämää alue-ekologista suunnittelua ja toisaalta kehittää vastaavaa suunnittelumenetelmää yhteistyössä soveltuvaksi yksityismetsiin ja yhtiöiden metsiin.

Kahteen julkiseen osallistuvan suunnittelun tilaisuuteen osallistui viidennes metsänomistajista. Metsähallituksen osallistuvan suunnittelun tilaisuuksiin on tullut 1-2 % alueen väestöstä. Metsänomistajille lähetettiin kirje hankkeen aloituksesta sekä erikseen luontokohteiden kartoittamisesta heidän maillaan. Metsänomistajille kerrottiin kirjeellä myös luontokohteiden löytymisestä heidän mailtaan.

Alue-ekologisena esikuvana oli Metsähallituksen menetelmä. Sitä ei tosin voitu suoraan soveltaa, koska se paljolti perustuu arvokkaiksi todettujen vanhojen aarnimetsien palasten luontoarvojen säilyttämisen. Miesjoen alue on sen sijaan tavallista kainuulaista metsää, jossa puuta on korjattu vuosikymmenet. Kukin metsänomistajataho kartoitti luontokohteet omilla suunnittelumenetelmillään. Yksityismetsien suunnittelusta vastasi Kainuun Metsäkeskus. Eri metsänomistajien tietojärjestelmien havaittiin olevan yhteensopimattomia. Tämä vaikeutti paitsi kokonaiskuvan luontia, myös tiedon vaihtoa. Esimerkiksi lain mukaisten arvokkaiden elinympäristöjen tulisi olla eri toimijoiden tiedossa.

## 2 Alue-ekologia on myös aluepsykologiaa

Suunnittelu sattui aikaan, jolloin vanhojen metsien keskustelu kuohui. Natura puhutti. Vuoden 1997 alusta astui voimaan uusi metsälaki. Tiedotusvälineet olivat hankkeesta kiinnostuneita.

Uuden kehittämiseen ei liity pelkästään uteliaisuutta vaan myös epävarmuutta ja pelkoa. Metsänomistajien ja teollisuuden puolestapuhujat suhtautuivat alue-ekologiseen suunnitteluun aluksi torjuvasti. Menetelmän kehittäminen törmäsi etujen valvomiseen. Kielteistä suhtautumista perusteltiin epävirallisissa keskusteluissa, että tutkittua tietoa ei ole, tietosuoja estää yhteisen suunnittelun tai että tämä menetelmä ei meille sovi. Asenne kuitenkin muuttui ajan myötä. Kuvaavaa suunnittelun aikaisille keskusteluille oli, että osallistumistilaisuuksissa ei esitetty metsänomistajille vaatimuksia. Metsähallitukselle on tullut kosolti vaatimuksia metsien käytöstä heidän järjestämässään tilaisuuksissa.

Anita Valkonen (1999) haastatteli opinnäytetyötänsä varten peräti puolet Miesjoen alueen yksityismetsänomistajista, sekä suunnitteluun osallistuneita että ennenkaikkea suunnitteluun osallistumattomia. Alueen metsänomistajat arvostivat eniten puuntuotantoa, metsien elinvoimaisuutta ja harrastusmahdollisuuksia. Näitä seurasivat metsäluonnon säästö jälkipolville, eläinten ja kasvien hyvinvointi sekä maiseman kauneus. Metsänomistajista 60 % oli sitä mieltä, että luontokohteet oli otettu jo edellisessä hakkuussa huomioon. Kohteet huomiotta jättäneet katuivat usein piittaamattomuuttaan, kirjoittaa Valkonen tutkimuksessaan.

Valkonen kysyi yksityismetsänomistajilta alue-ekologisen suunnittelun hyötyjä. Reilusti yli puolet nimesi ja laittoi hyödyt seuraavaan tärkeysjärjestykseen: monimuotoisuuden säilyminen, virkistyskäytön hyödyt, työllistyminen, maiseman säilyminen ja asenteiden muuttuminen parempaan suuntaan. Vajaa kymmenesosa vastanneista ei nähnyt mitään hyötyjä. Hyödynsaajaksi nimettiin metsänomistaja, toiseksi pääsi luonto, sitten seurasivat muut metsissä liikkujat. Suunnitteluun osallistumattomat pelkäsivät metsien joutuvan suojeluun, vaikka puuntuotannon ei pelätty vähenevän.

Alue-ekologiseen suunnitteluun osallistuneet metsänomistajat pitivät metsäasiantuntijoita ammattitaitoisina ja keskustelujen ilmapiiriä hyvänä. Alue-ekologian merkitys ei kuitenkaan selvinnyt kaikille.

## 3 Tärkein tulos on kokonaisuuden ymmärrys

### 3.1 Tieto arvokkaista avainbiotoopeista

Tuloksena Miesjoen alue-ekologisesta suunnittelusta on kartta, jossa luontokohteista muodostuu pisteparvi, harva verkko. Tukirankana ovat alueen purot, kosteikot ja joet vaihtelevine suoja-

vyöhykkeineen. Tätä tietoa arvokkaista luontokohteista käyttävät hyväkseen toimenpiteiden suunnittelijat ja leimikoiden rajaajat.

## 3.2 Kokonaisuuden ymmärrys, alueellisuuden merkitys

Metsän arvot eivät ole hajaantuneet metsäalueella tasaisesti, vaan ne ryhmittyvät tietyille alueille. Eri arvot voivat ryhmittyä myös limittäin ja päällekkäin. Esimerkiksi monimuotoisuus, virkistyskäyttö ja maisema voivat keskittyä yhdelle alueelle, jossa vastaavasti metsätalouden arvo on vähäinen. Kun painopisteet ja arvokeskittymät ovat tiedossa, voidaan aina niukat resurssit kohdistaa kokonaisuuden kannalta tehokkaasti ja tarkoituksenmukaisesti. Esimerkiksi jättöpuut voidaan keskittää alueelle, jossa niistä on eniten hyötyä teerille, tikoille ja varjostusta vaativille lajeille, ja toisaalta alueilta, joilla puuntuotanto on selvästi etusijalla, voidaan puut korjata vastaavasti tarkemmin talteen.

Alueelta kerätty tieto on tukena, käytännön esimerkkinä, kun uusia tutkimustuloksia sovitetaan käytäntöön. Tutkimuksen tuottama sirpaletieto esimerkiksi ekologista käytävistä, metsien mosaiikkirakenteesta, erilaisten luontotyyppeiden merkityksestä, metsänhoidosta, kustannuksista ja tuotoista, maisemasta ja metsänarvoista voidaan nyt sovittaa osaksi havainnollista kokonaisuutta, Miesjoen metsiä. Näin suhteet asettuvat kohdalleen ja uuden tutkimustuloksen merkitys tulee testatuksi ja ymmärretyksi. Metsänomistajat kuvailivat Valkosen haastattelussa kokonaisuutta näin: ”Luonnon omat elementit jäävät säilymään” ja ”luonnon kokonaisuus säilyy” sekä ”vaikka oman tilan erikoisuuksista tulikin tietoa, haluaisin tietää mitä suunnittelualueelta kokonaisuudessaan on löytynyt...”.

## 3.3 Toimintakulttuurien näkyväksi tekeminen

Vaikka uuden kehittämiseen liittyy epävarmuutta, ehdotuksia ei tule karsia ennenkuin niitä on edes ehditty luoda. Mustavalkoinen ajattelumalli, luonnonsuojelu vastaan metsien käyttö, lopettaa ajattelun alkuunsa. Jos kaivaa poteron, sitä tulee helposti puolustetuksi. Uuden menetelmän kehittäminen on ennenkaikkea liikkumista ja uuden aseman puntarointia uudessa tilanteessa. Tämä on iso haaste sekä yhteistyölle että etujen valvonnalle, koska etujen valvonnan ja uuden menetelmän kehittämisen toimintamallit ovat erilaisia. Metsänomistajien mielipiteistä kuultaa liian yksinkertaistamisen tuoma hämminki: ”jonkinlainen selvyys pitäisi saada alueekologisen suunnittelun ja luonnonsuojelun välille kertomalla metsänomistajille”. Etujärjestöillä on oma roolinsa. ”Jos metsänhoitoyhdistys näkee tällaisen suunnittelun järkevänä, niin metsänomistajatkin suhtautuvat siihen myönteisemmin”, kertoi haastateltu metsänomistaja.

## 3.4 Kansantajuinen yhteydenpito

Valkosen selvityksen mukaan metsänomistajat halusivat, että metsäammattilaiset ottavat heihin henkilökohtaisesti yhteyttä. Henkilökohtaisuus tuo suunnitteluun sävyjä. ”Melkolailta olisi

tiedottamisen paikka, tiedottaminen pitäisi tehdä houkutellen ja välttämällä kirjallista tiedottamista ... pitäisi saada jotenkin mielenkiintoisia pointteja, joista ihmiset innostuvat ... asiat tulee tuoda esille kansantajuisesti, jolloin asenteiden muuttuminen on todennäköisintä”.

Metsänomistajat toivoivat järjestettävän kansankielisiä ja ilmapiiiriltään rentoja tilaisuuksia. Pitää olla mahdollisuus vuoropuheluun. Saattaa olla, että suomalaiseseen kulttuuriin eivät sovi julkiset keskustelutilaisuudet. Jos ei puhuta, uutta tietoa ei synny, eikä luottamustakaan.

Kokeilun aikana ilmeni muuan mielenkiintoinen piirre. Alue-ekologian perusteita pidettiin laajasti hyvinä, mutta se haluttiin ristiä omaksi lapseksi toisella nimellä. Metsäsuunnittelu-nimeä erilaisine etuliitteineen voi itsekukin makustella. Nimeämisessä haetaan turvallisuutta, vaikutusmahdollisuutta ja hallittavuutta.

### **3.5 Uusi metsäsuunnittelumenetelmä hahmottuu vähitellen, kysyntä on jo olemassa**

Tehdyn työn tuloksen voisi tiivistää toteamukseen, että metsän merkitys koetaan nyt laajemmaksi mitä nykyiset suunnittelumenetelmät kattavat. Toisaalta Miesjoen alue-ekologisen hankkeen oppi ei liittynytään pelkästään metsäluontoon vaan ihmiseen. Alue-ekologia on myös alue-psykologiaa. Kokeilu kirkasti kysymyksen: kuinka uusi metsäsuunnittelun malli olisi luotava yhdessä ihmisten kanssa.

## **Kirjallisuus**

Valkonen, A. 1999. Metsänomistajien osallistuminen alue-ekologiseen suunnitteluun Kainuussa. Opinnäytetyö. Pohjois-Karjalan Ammattikorkeakoulu metsätalouden koulutusohjelma. 79 s.

# Alue-ekologiapioneerin katsanto: Aekokemuksia ja alan näkymiä

---

Suvi Raivio

Metsäteollisuus ry, Metsä- ja luontoyksikkö,  
PL 336, 00171 HELSINKI

## 1 Valtaisa innostus

Kollegani työhuoneen seinälle oli kiinnitetty paperilappu, joka kuvasi osuvasti projektin kulkua. Sen mukaan projektin vaiheet ovat seuraavat: Valtaisa innostus, yleinen hämmennys, järkytyminen, järkiintyminen, syyllisten etsintä, syyttömien rankaiseminen ja asiaan kuulumattomien palkitseminen. Alue-ekologinen suunnittelu on lyhyen historiansa aikana kulkenut pitkälti samoja latuja.

Oma innostukseni alue-ekologiaan alkoi 1980-luvun puolivälissä laskiessani lintuja Seitsemisen kansallispuistossa ja sen lähiympäristössä. – Linnunryökäleet eivät totelleet metsiköiden rajoja, vaan liikkuivat laajoilla alueilla metsäkuviosta toiseen pienipiirteisessä talousmetsämosaiikissa. Perinteinen reviirien määrittäminen kartoituskenttien perusteella ei ollut mitenkään helppoa, ja parimäärien laskeminen biotooppihehtaaria kohden oli vieläkin hankalampaa (Raivio & Haila 1990).

R.T.T. Formanin ja M. Godronin kirjoittama kirja *Landscape Ecology* (1986) oli ensimmäisiä silloin ekologislangissa maisemaekologian nimellä kulkevan ekologian alan oppikirjoja. Opus oli melkoisen teoreettinen ja käsitteli lähinnä pohjoisamerikkalaista ympäristötyyppejä metsistä maatalousmaisemiin. Kuitenkin ajatus laajojen biotooppimosaiikkien analysoinnista kokonaisuutena kolahti silloiseen tutkijanalkuun. Sen sijaan käytännön sovellutuksiin kirja ei juurikaan paneutunut.

Grimsön riistantutkimusasemalla Ruotsissa pidetyt kurssit ja seminaarit toivat sen tärkeämmän ahaa-elämyksen: Per Angelstam työryhmineen kehitti 1980-luvun loppupuolella ns. ASIO-mallia (esim. Angelstam & Rosenberg 1993) ja sen pohjalta alue-ekologista suunnittelua ruotsalaisten metsäyhtiöiden mailla. Ajatukset tuntuivat niin loogisilta ekologisen teorian ja käytännön metsätalouden yhdistämiseltä, että mielestäni nämä ideat oli ehdottomasti saatava mukaan myös suomalaisen metsäsuunnitteluun, tietenkin sopivasti sovellettuna.

## 2 Yleinen hämmennys ja järkyttyminen

Saatuani metsien pirstoutumisen linnustovaikutuksia käsittelevän väitöskirjani (Raivio 1992) valmiiksi päädyin töihin Metsähallitukseen ja vuotta myöhemmin silloiseen Vesi- ja ympäristöhallitukseen (VYH, nykyisin Suomen ympäristökeskus). Ajatukset alue-ekologian käytännön sovellutuksista lähtivät kehittymään ja sainkin hyvän tilaisuuden niiden esittelyyn mm. Oulun metsäopiston kursseilla ja erinäisissä seminaareissa. Ensi alkuun ajatuksilleni lähinnä naureskeltiin, mutta positiivisiakin kommentteja tuli, erityisesti pitkään omilla alueillaan toimineilta metsämattilaisilta.

Koska nimitys *maisemaekologia* toi mieleen lähinnä maiseman esteettiset arvot, ehdotti VYH:n Tapio Lindholm nimitystä *alue-ekologia*. Se vakiintuikin pian käyttöön. Kun minua pyydettiin kirjoittamaan artikkeli Tapion taskukirjaan, tuntui annettu aihe uusista metsänkäsittelysuosituksista jo loppuun kalutulta, joten päädyin otsikkoon *Alueellinen metsäsuunnittelu talousmetsissä* (Raivio 1994). Artikkelissa esittelin nykyisinkin käytössä olevat alue-ekologisen suunnittelun pääperiaatteet.

Metsähallituksessa innostuttiin alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuuksista ja lähdettiin niitä ennakkoluulottomasti kokeilemaan Erkki Hallmanin vetämässä työryhmässä vuoden 1994 alkupuoliskolla. Työryhmään kuului sekä Metsähallituksen metsätalouden että luonnonsuojelun ja myöhemmin myös virkistyskäytön edustajia, sekä kaksi ekologia – minä ja Paula Siitonen silloisesta VYH:sta.

Metsähallituksen alue-ekologiaprojekti alkoi todellakin yleisen hämmennyksen ja kaaoksen vallassa. Pilottialueeksi valitun Vuokin kuviotiedoista tulostettiin erilaisia teemakarttoja mm. puulajivaltaisuuden, iän ja metsätyypin mukaan. Alueen ilmakuvat koottiin seinän peittäväksi palapeliksi ja sen päälle aseteltuihin läpinäkyviin kalvoihin hahmoteltiin tärkeiden luontokohteiden, ekologisten käytävien ja askelkivien sijaintia. Ruotsissa yleisesti sovellettua ASIO-malliakin testattiin Vuokin aineistolla. Mahdollisiksi palorefugioiksi määriteltiin kaikkein vanhimmat, rehevimmät ja kosteimmat metsäkuviot. Kesän 1994 aikana kullakin kuviolla (yht. 194 kpl) käytiin kaivamassa maaperään 5-10 kuoppaa hiilen olemassaolon/puuttumisen tarkistamiseksi. Aineiston mukaan lähes kaikilta kuviolta löytyi hiiltä, joten ASIO-mallin oletukset eivät pitäneet kovin hyvin paikkaansa ainakaan Vuokin alueella (Alue-ekologia-työryhmä 1995).

Projektiryhmä tutustui myös ruotsalaiseen alue-ekologiseen suunnitteluun opintomatalla syksyllä 1994. Kävimme Grimsön riistantutkimusasemalla sekä Storan ja AssiDomänin mailla. ASIO-mallia oli käytetty suunnittelun pohjana melkoisen kaavamaisesti erityisesti AssiDomänin metsissä, mutta vapaammin soveltaen Storan mailla. Empiiristä aineistoa mallin todentamiseksi oli Ruotsissakin hyvin vähän.

### 3 Järkiintyminen

Kun käsityksemme Vuokin alueen ominaisuuksista ja alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuuksista selkiintyi, keräsimme tiedot väliraportiksi alkuvuodesta 1995 (Alue-ekologia-työryhmä 1995). Suunnitelma oli tässä vaiheessa ennen kaikkea ekologinen – tärkeiden luontokohteiden paikallistamiseen ja kohteiden välisiin ekologisiin yhteyksiin panostettiin paljon aikaa ja vaivaa. Pauli Wallenius toi myöhemmin samana vuonna mukaan ajatuksen osallistavasta suunnittelusta ja sen seurauksena mm. virkistyskäyttö ja maisema-arvot saivat oman osuutensa suunnittelutyöstä. Metsähallituksen alue-ekologisen suunnittelun koulutus pyörähti käyntiin samana vuonna, samoin kuin kahdeksan muun alueen (mm. Kuru, Pinkjärvi, Aalistunturi) suunnittelutyö.

Vuonna 1996 julkaistiin alue-ekologisen suunnittelun ”käsikirja” (Hallman ym. 1996), jonka yhtenä osana oli Vuokin pilottialueen alustava suunnitelma, jossa myös vaikutukset alueen hakkuusuunnitteeseen oli selvitetty eri käsittelyvaihtoehtoja käyttäen. Metsähallitus asetti tavoitteekseen, että alue-ekologiset suunnitelmat kattavat kaikki valtion maat vuoteen 2000 mennessä.

### 4 Syyllisten etsintä ja syyttömien rankaiseminen

Valtioneuvoston periaatepäätöksen (1996) mukaisesti vanhojen metsien suojeleohjelman ulkopuolelle jääneiden vanhojen metsien luontoarvoista tuli huolehtia alue-ekologisen suunnittelun avulla. Suunnittelun toteutuksesta syntyi kuitenkin erimielisyyksiä ympäristöjärjestöjen ja Metsähallituksen välille ja kiistat jatkuvat edelleen erityisesti Kainuussa.

Vuonna 1996 Metsähallitukseen perustettiin alue-ekologista suunnittelua kehittävä asiantuntijatyöryhmä, joka koostui alan tutkijoista ja ministeriöiden edustajista. Asiantuntijatyöryhmä keskittyi lähinnä uusimpien tutkimustulosten esittelyyn ja varsinaisten käytännön ongelmien ratkaisu jäi vähemmälle, vaikka suunnittelualueilla retkeiltiin usein. Koska ympäristöjärjestöt kritisoivat voimakkaasti alue-ekologisia suunnitelmia ja katsoivat, etteivät voi vaikuttaa niihin ajoissa, päätettiin Metsäteollisuus ry:n järjestämässä ns. Pyöreän pöydän metsäkeskustelussa 7.12.1998 perustaa alue-ekologista suunnittelua käsittelevä työryhmä, jossa sekä Metsähallitus, metsäteollisuus että ympäristöjärjestöt olisivat edustettuina. Ryhmä kokoontui neljä kertaa vuoden 1999 ensimmäisen puoliskon aikana, kunnes se päätettiin yhdistää asiantuntijaryhmään. Nykyisin tämä yhdistetty työryhmä kulkee nimellä *Alue-ekologisen suunnittelun seurantar ryhmä*. Ryhmän puheenjohtajana toimii Petri Heinonen Metsähallituksesta sekä sihteereinä Anju Asunta WWF:stä ja Lauri Karvonen Metsähallituksesta.

Koska suunnitteluohjeiden tulkinta ja sen seurauksena suunnitelmien taso vaihteli aluksi melkoisesti, kritiikki on tehnyt varmasti hyvääkin. Selviä väärinkäsityksistä ja puutteellisesta

tiedonkulusta johtuvia ongelmia on pystytty poistamaan ja konkreettisia parannusehdotuksia otettu mukaan suunnitelmiin. Kun alue-ekologista suunnittelua arvostellaan, pitäisi kuitenkin ottaa huomioon myös se vaihtoehto, että suunnitelmia ei tehtäisi ollenkaan. – Silloin laajempia ekologisia kokonaisuuksia ei otettaisi huomioon yhtään enempiä kuin aikaisemminkaan. Tämä tuskin olisi parempi vaihtoehto.

## 5 Tulevaisuuden näkymiä

Suomen Akatemian Biodiversiteettitutkimusohjelma FIBREn ensimmäinen kausi (1997-1999) aloitti valtavan, nimenomaan soveltavaan monimuotoisuustutkimukseen kohdistuvan ”buumin” (ks. Internet, <http://fibre.utu.fi>). FIBREn toisella kaudella (2000-2002) saadaan lisää tutkimustuloksia erityisesti alue-ekologisen suunnittelun perusteista ja käytännön sovelluksista. Vaikka tutkimustietoa metsien biodiversiteetistä on olemassa paljonkin, se on yleensä hajallaan erilaisissa kansainvälisissä ja kotimaisissa julkaisuissa. Tämän vuoksi on tärkeää, että FIBREn tulokset kootaan yhteen myös ei-ekologeille ymmärrettävään muotoon.

Mikäli metsien biodiversiteetistä halutaan todella pitää huolta, on jonkinlaista ekologiset näkökohdat huomioon ottavaa alueellista suunnittelua käytettävä. Metsälajit eivät ole riippuvaisia vain yhdestä ainoasta metsiköstä vaan niiden muodostamista kokonaisuuksista. Tämän vuoksi alue-ekologinen suunnittelu tulisi saada osaksi normaalia metsäsuunnittelua myös yksityismetsiin ja metsäyhtiöiden maille. Metsänomistajia ei voi tietenkään pakottaa yhteisiin suunnitelmiin, vaan asiallista informaatiota lisäämällä voitaisiin saada metsänomistajia mukaan yhtä tilaa suurempien aluekokonaisuuksien suunnitteluun. Kunkin metsäkeskuksen alueella toteutettavat metsätalouden alueelliset tavoiteohjelmat ovat jo yksi askel tähän suuntaan. Alue-ekologisia suunnitelmia on tehty myös kaikkien suurimpien metsäyhtiöiden maille ja kokemukset niistä ovat olleet positiivisia.

Nimi alue-ekologinen suunnittelu on tällä hetkellä ehkä harhaanjohtava, koska se yhdistetään usein pelkästään luonnonsuojeluun ja ennen kaikkea Metsähallituksen käyttämään menetelmään. Metsähallituksen alue-ekologisen suunnittelun menetelmää osallistamistilaisuuksineen pidetään liian työläänä ja vaativana esim. metsäyhtiöiden maille. Mikään ei kuitenkaan estä yksinkertaisempien suunnittelujärjestelmien kehittämistä. Koska alue-ekologinen suunnittelu pyrkii kompromissiratkaisuihin ekologisten arvojen, metsätalouden ja virkistyskäytön yhteensovittamiseksi laajoilla alueilla, suunnittelua paremmin kuvaava nimitys voisi olla Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion käyttämä *monitavoitteinen aluesuunnittelu*.

Käytettiinpä alue-ekologisesta suunnittelusta mitä nimitystä tahansa, se on kuitenkin tullut jäädäkseen. Vielä tarvitaan paljon tutkimusta, menetelmien kehittämistä ja testaamista, mutta puutteineenkin alue-ekologinen suunnittelu on joka tapauksessa parempi vaihtoehto kuin aikaisempi yksipuolinen leimikkosuunnittelu.

## Kirjallisuus

- Alue-ekologiatyöryhmä 1995. Alue-ekologinen suunnittelu. Alue-ekologiatyöryhmän väliraportti. Metsähallitus, metsätalous. 31 s.
- Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. Skog och Forskning 1/93: 34-41.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsähallitus, Metsätalouden julkaisuja 3/1996. 47 s.
- Raivio, S. 1992. Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance of quantitative data and adequate scaling. Väitöskirja, Helsingin yliopiston eläintieteen laitos, Helsinki. 90 s.
- 1994. Alueellinen monimuotoisuus talousmetsissä. Julkaisussa: Häyrynen, M. (toim.). Tapion taskukirja, 22. uudistettu painos. Metsälehti, Helsinki. s. 626-633.
- & Haila, Y. 1990. Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in southern Finland during the breeding season. *Ornis Fennica* 67: 73-83.



# Alue-ekologinen suunnittelu tarvitsee tuekseen pitkäjännitteistä tutkimustoimintaa

---

**Jukka Jokimäki**

Arktinen keskus, Lapin yliopisto,  
PL 122, 96101 ROVANIEMI  
jukka.jokimaki@urova.fi

**Esa Huhta**

Ekologisen eläintieteen laboratorio, Biologian laitos,  
Turun yliopisto, 20500 TURKU  
esa.huhta@utu.fi

## 1 Johdanto

Alue-ekologisen suunnittelun perustaksi tarvitaan ekologista tutkimustietoa muun muassa suojelualueiden valintaan, ekokäytävien perustamiseen ja askelkivien sijoitteluun liittyen (Helle 1998). Alue-ekologiset teoriat ovat perustuneet useimmiten töihin, jotka on tehty pääasiassa maatalousvaltaisilla alueilla. Näin ollen nämä teoriat eivät välttämättä ole sovellettavissa pohjoisille alueille, joissa metsät ovat vielä hallitseva maisemakomponentti (Jokimäki & Huhta 1998).

Olemme tutkineet metsälintujen elinympäristövalintaa ja pesimämenestystä vuodesta 1990 lähtien pohjoisessa metsämosaiikissa (Jokimäki & Huhta 1998). Tutkimustemme päällimmäisenä tavoitteena on ollut lisätä alue-ekologista tutkimustietoa pohjoisten metsien alue-ekologisen suunnittelun tueksi. Tutkimusta on toteutettu tiiviissä yhteistyössä Metsähallituksen kanssa — etenkin Kittilän, Ylä-Lapin ja Suomussalmen alueiden metsätiimien kanssa. Tällä yhteistyöllä olemme pyrkineet varmistamaan tutkimustulostemme sovellettavuuden myös käytännön metsätyöhön. Muina yhteistyökumppaneinamme ovat olleet Oulun yliopiston biologian laitos, Lapin luonto-opisto ja Metsäntutkimuslaitos. Tutkimushankettamme ovat rahoittaneet Maa- ja Metsätalousministeriö, Metsähallitus sekä Tor ja Maj Nesslingin säätiö. Hankkeella on myös liittymäkohtia Suomen Biodiversiteetti-tutkimusohjelma Fibreen. Esittelemme tässä kirjoituksessamme lyhyesti muutamia keskeisiä tuloksia tutkimuksistamme.

## 2 Tutkimusalueet ja -menetelmät

Olemme tehneet tutkimuksia pääasiassa Pohjois-Suomen alueella: Rovaniemen maalaiskunnassa, Inarissa, Kittilässä, Puhoksella ja Suomussalmella. Suomussalmen tutkimuskohteet ovat sijainneet vanhojen metsien suojeleuhjelmasta pois jätetyillä alueilla, muut tutkimusalueet ovat olleet pääasiassa alue-ekologisen suunnittelun piirissä olevia talousmetsiä. Tosin viime vuosina tutkimusta on tehty myös Pisavaaran luonnonpuiston alueella. Rovaniemen alueella tutkimuksemme ovat käynnistyneet 1990 (Jokimäki & Huhta 1996), Ylä-Lapissa 1992, Puhoksella 1997, Suomussalmella 1997, Kittilässä 1998 ja Pisavaarassa 1998.

Luonnossa ekologisten ilmiöiden ajallinen vaihtelu on usein suurta. Olemme pyrkineet keräämään tutkimusaineistoja usealta eri vuodelta, jotta tutkimustuloksemme olisivat mahdollisimman hyvin yleistettävissä. Tutkimusasetelmina tai -menetelminä olemme käyttäneet muun muassa siemenpuuhakkuu-sukessio sarjoja (Ylä-Lappi), ”ennen ja jälkeen” -hakkuita koeasetelmaa (Ylä-Lappi, Suomussalmi) sekä tekopesäkokeita (Rovaniemi, Puhos, Kittilä). Tutkimusalueiden lintulaskennat on suoritettu yleisesti käytössä olevilla menetelmillä, lähinnä yhden käyntikerran kartoitusmenetelmällä (Koskimies & Väisänen 1988). Tekopesäkokeissa olemme käyttäneet joko viiriäisen tai kanan munia. Tekopesäkokeet eivät tietenkään suoraan vastaa luonnollisiin pesiin kohdistuvia tuhoja. Tekopesien avulla saadaan kuitenkin helposti kerättyä tarpeeksi suuri aineisto tilastollisia testauksia varten. Lisäksi tekopesien avulla voidaan kontrolloida sellaisia tutkimusta häiritseviä tekijöitä, joita luonnon pesiä käyttämällä ei voida kontrolloida. Tekopesiä käyttämällä voidaan esimerkiksi vakioida pesän lähiympäristön kasvillisuuden peittävyys vertailtaessa keskenään metsän reunassa ja sisäosissa tapahtuvia pesätuhoja. Tarkempi kuvaus tekopesäkoemenetelmästä on luettavissa Huhdan (1996) julkaisusta.

Olemme tutkineet sekä erilaisten hakkuumenetelmien vaikutuksia lintuyhteisöihin että tekopesiin kohdistuvia tuhoja erilaisissa metsämaaisemissa. Tutkimustemme tarkoituksena on ollut saada tietoa siitä, mitkä ovat metsänkäsittelyn vaikutuksen luontoon pitkällä aikavälillä ja miten alue-ekologisella suunnittelulla voidaan ylläpitää tai jopa lisätä metsäluontomme monimuotoisuutta? Tämän hetken tietomme perustuvat 3-10 vuoden aikana keräämiimme tutkimustuloksiin, joten niitä on pidettävä lähinnä suuntaa-antavina.

## 3 Muutamia keskeisimpiä tutkimustuloksia ja pohdintaa

Tutkimustulostemme mukaan ennen päätehakkuita suoritettavat väljennyshakkuut näyttävät vaikuttavan vain vähän Ylä-Lapin metsälinnustoon. Ainoastaan pesimälinnuston kokonaisparimäärä laskee jonkin verran hakkuiden myötä. Sen sijaan lajimäärä ei vähene väljennyshakkuiden myötä. Käytettävä väljennyshakkuumenetelmä näyttääkin soveltuvan varsin hyvin Ylä-Lappiin. Tosin yksittäisistä lintulajeista palokärki, pohjantikka ja kirjosisieppo ovat kadonneet

hakkuukoaloilta. Tämä viittaa siihen, ettei hakkuualoille ole jätetty todennäköisesti tarpeeksi lahoavaa pystypuuaineista. On muistettava, että väljennyshakkuut ovat vasta valmistelevala hakkuumenetelmä ennen varsinaisia uudistushakkuuta.

Ylä-Lapissa suoritettut siemenpuuhakkuut näyttävät olevan haitallisia etenkin kololinnuille, mutta myös joillekin pohjoisten metsien yleislinnuille, kuten järripeipolle. Olemme saaneet myös muista tutkimuksistamme viitteitä siitä, että järripeipolla ei mene nykyisin erityisen hyvin metsissämme. Monissa aikaisemmissa tutkimuksissa on todettu, että nimenomaan vanhojen metsien linnut ovat kärsineet intensiivisestä metsätaloudesta ja sen aiheuttamasta metsien pirstoutumisesta (Helle 1986, Virkkala 1990, Raivio 1997, Väisänen ym. 1998). Tutkimustuloksemme järripeipon osalta antavat viitteitä siitä, että meidän on kannettava huolta myös talousmetsiemme yleislinnustosta. Toivottavasti talousmetsiin sovellettava alue-ekologinen suunnittelu antaa tähän entistä paremmat mahdollisuudet.

Ylä-Lapista saamiemme tulosten mukaan useimpien vanhojen metsien lintulajien runsaudet palautuvat hakkuista edeltävään tilaansa noin 40 vuoden jälkeen. Sen sijaan paikkalintujen runsaudet vaativat palautukseen lähtötilaansa jopa yli 40 vuotta. Suojelubiologisesti ajateltuna vanhojen metsien paikkalinnut ovat linnustomme arvokkainta osa-aluetta. Ne kuvaavat selkeästi sitä, mitä metsissämme todella tapahtuu (Väisänen ym. 1998). Sen sijaan muuttolintukannoissa tapahtuvat muutokset voivat olla seurausta esimerkiksi ongelmista näiden lajien talvehtimisalueilla, eivät siis välttämättä itse pesimäalueilla. Metsälintujen tutkimuksessa olisikin panostettava yhä enemmän paikkalintujen ekologian tutkimiseen. Etenkin näiden lajien talvikologian tutkimusta on harrastettu äärimmäisen vähän siitä huolimatta, että talvikaudet ovat näille lajeille usein kriittisintä aikaa selviytymisen kannalta.

Eri linturyhmät voivat reagoida eri ympäristötekijöihin (Jokimäki & Huhta 1996), lisäksi eri lajiryhmien vuosien väliset vaihtelun syyt voivat johtua eri tekijöistä. Vaikka eri lintulajien elinympäristövaatimukset tunnetaan nykyisin jo varsin hyvin, ei lintulajien runsauksien vuosien välisiin vaihteluihin ole kiinnitetty kovinkaan paljon huomiota — varsinkaan maisemaekologisten kysymysten osalta. Rovaniemen alueelta keräämiemme tutkimustulosten mukaan vanhojen metsien ja paikkalintujen vuosien välisiin runsausvaihteluihin vaikuttavat lähinnä laaja-alaiset ympäristötekijät, kun taas pienen mittakaavan tekijät ovat oleellisempia metsien yleislinnuille (Jokimäki ym. 2000). Tämä tulos viittaa siihen, että alue-ekologisella suunnittelulla voitaisiin ainakin periaatteessa vaikuttaa etenkin vanhojen metsien paikkalintulajien suojelutilanteeseen. Alue-ekologisella suunnittelullahan pyritään vaikuttamaan nimenomaan maisematason tekijöihin.

Lintulaskentojen avulla saadaan tietoja lajien runsausvaihteluista, muttei niiden taustalla olevista perimmäisistä syistä. Jotta lintukantoihin vaikuttavista tekijöistä saadaan tarkempi kuva, tarvitaan tietoja lintujen kuolleisuuteen, lisääntymiseen ja levittäytymiskykyyn (dispersaaliin) vaikuttavista tekijöistä (Jokimäki & Huhta 1998). Olemme tutkineet lintujen pesimämenestystä useamman vuoden ajan metsän reunoihin, metsän sisäosiin, ekokäytäviin, eristäytyneisiin

metsäsaarekkeisiin, avohakkuille ja jättöpuuryhmiin sijoitettujen tekopesien avulla. Tekopesä-kokeidemme mukaan yleensä noin 50 % maahan sijoittamistamme tekopesistä hävisi 4 viikon tutkimusjakson aikana. Lintujen pesiin kohdistuva petopaine voikin olla yksi tärkeä syy kanalintukantojemme heikkoon pesimämenestykseen etenkin pirstoutuneissa metsämaaisemissa (Kurki 1999).

Kittilässä suoritettujen tutkimustemme mukaan (Mämmilä 1998, Aarrevaara 2000) pesätuhot ovat suurempia leveissä säästökaistoissa (>100 m) kuin kapeissa (<50 m). Tulos liittyy ilmeisesti siihen, että pesiä tuhoavat (nisäkäs)pedot suosivat liikkumisessaan leveitä käytäviä, mutta välttivät kapeita käytäviä. Käyttäessään leveitä käytäviä alueelta toiselle siirtyessään, pedot löytävät samalla käytävistä ravintoa. Sen sijaan pesäpedot (esim. kettu) voivat välttää kapeita käytäviä, joista ne voivat itse joutua helpommin jonkin toisen pedon (esim. kotkan) saaliksi. Mikäli tekopesien avulla saamamme tulokset pätevät myös luonnon pesiin, on havaintomme erityisen mielenkiintoinen. Epäsuoraa todistusaineistoa tästä antavat elokuussa 1998 Kittilän alueella tehdyt riistakolmiolaskennat, joiden mukaan poikueellisten kanalintunaaraiden osuus (26,7 %) alueella vastasi suhteellisen hyvin tekopesäkokeistamme vuonna 1998 saatuja tuloksia (pesien säilyvyys kasvatusmetsissä 37 %; Mämmilä 1998). Leveät ekokäytävät voivat toimia pesiville linnuille eräänlaisia ekologisia ansoja. Voi tietenkin olla, etteivät 100 metriä leveät metsäkaistaleet täytä lintulajien minimipinta-ala vaatimuksia ja näin ollen linnut eivät käyttäisi ekokäytäviä pesimäalueinaan lainkaan. Tämä voi olla totta etenkin laajoja yhtenäisiä metsä-alueita vaativien lintulajien kohdalla. Sen sijaan esimerkiksi pajulintujen pesimäaikaiset runsaudet olivat Kittilän ekokäytävissä suuremmat kuin yhtenäisillä metsäalueilla (Mämmilä 1998).

Pesätuhojen määrässä eri tutkimusalueilla oli havaittavissa suuria vuosien välisiä eroja (Mämmilä 1998, Aarrevaara 2000, Huhta & Jokimäki, julkaisematon). Esimerkiksi Kittilän tutkimusalueella pesätuhot olivat uudistuskypsissä metsissä vuonna 1998 alle 50 %, kun seuraavana vuonna tuhot olivat peräti 83 %. Vastaavasti Puhoksen tutkimusalueella pesätuhot vaihtelivat tutkimusvuosina (1997-1999) siten, että yhtenä vuonna pesätuhot olivat suurimmat metsien sisäosissa (1997) ja toisena vuonna avohakkuuaukoilla (1998). Vuosien väliset erot pesätuhoissa johtuivat todennäköisesti myyräkantojen vaihtelusta ja niihin liittyvistä petojen saalistuskäyttäytymisen muutoksista vuosien välillä. Vuoden 1999 tutkimustemme perusteella Kittilän tutkimusalueella tuhoutui tekopesiä eniten niiltä alueilta, joilla oli eniten myyriä (Aarrevaara 2000). Saalistaessaan myyriä, pedot voivat syödä samalla myös eteensä sattuvat linnut pesät.

Yleensä ottaen pesätuhot olivat sekä Kittilässä että Puhoksella vähäisempiä käytävissä kuin yhtenäisten metsien sisäosissa. Tulos on yhtenevä Yahnerin ja Mahanin (1996) USA:n Pennsylvaniasta saamien tulosten kanssa. Vaikka meillä ei olekaan suoraa todistusaineistoa siitä, mitkä eläimet tuhosivat ekokäytävissä sijainneita tekopesiä, niin Kittilän tutkimustemme mukaan ainakin oravat näyttivät viihtyvän ekokäytävissä (Mämmilä 1998). Todennäköisesti

myös myyriä on ollut tuolloin enemmän metsien sisäosissa kuin kapeilla, hakkuiden ympäröimillä käytävillä. Vaihtoehtoissaalishypoteesin mukaan yleispedit siirtyvät hyödyntämään lintujen pesiä myyräkantojen romahtaessa. Tämän hypoteesin testaamiseksi tarvitaan kuitenkin useampivuotista tutkimusta, jossa seurataan samanaikaisesti sekä myyräkantoja, pesätuhoja että pesiä ryöstävien petojen määrää ja liikkuma-alueita. Erityisesti metsiemme yleispetojen, kuten ketun, elinympäristön käytön tutkimiseen tulisi panostaa tulevaisuudessa enemmän. Tämä olisi tärkeää jo yksitään senkin vuoksi, että metsäympäristössämme tapahtuneiden muutosten johdosta etenkin kanalintujen pesiin ja poikasiin kohdistuva petopaine on kasvanut viime vuosina voimakkaasti (Kurki 1999).

Tuloksemme osoittavat, että alue-ekologisten ilmiöiden selvittämiseen tarvitaan monivuotisia tutkimushankkeita. Lyhytkestoiset tutkimukset voivat johtaa vääriin metsänhoitosuosituksiin esimerkiksi arvioitaessa ekokäytävien toimivuutta ja merkitystä (Jokimäki & Henttonen 1998). Toivomme alustavien tutkimustuloksienne herättävän sekä tutkimusta rahoittavat että tutkimustuloksia soveltavat tahot huomaamaan, että ekologisten ilmiöiden tutkiminen ei yleensä onnistu lyhytkestoisten selvitysten avulla. Metsänhoitosuositusten taustalla pitää olla tukena monivuotisiin tutkimuksiin perustuvaa tutkimustietoa.

## Kirjallisuus

Aarrevaara, M. 2000. Vaihtoehtoissaalis-hypoteesin testaus valtion metsien hakkuukohteilla Kittilässä. Lapin luonto-opiston tutkielma. 37 s. + 5 liitettä.

Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. Väitöskirja, Acta Universitatis Ouluensis A 178, Biologica 26. 92 s.

Helle, T. 1998. Alue-ekologisen suunnittelun ekologiset perusteet Pohjois-Suomessa. Julkaisussa: Jokimäki, J., J. Kangas, M. Varmola & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685. s. 29-38.

Huhta, E. 1996. Effects of forest fragmentation on reproductive success of birds in boreal forests. Väitöskirja, Biological Research Reports of University of Jyväskylä 50. 26 s. + 5 liitettä.

Jokimäki, J. & H. Henttonen 1998. Ekokäytävät metsäsuunnittelun työvälineenä. Metsätieteen aikakauskirja 1998 (3):457-464.

- & Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73:97-113.
- & Huhta, E. 1998. Alue-ekologinen tutkimus Pohjois-Suomen metsissä. Julkaisussa: Jokimäki, J., J. Kangas, M. Varmola & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685. s. 19-28.
- , Huhta, E. & Mönkkönen, M. 2000. Temporal variation of bird assemblages in moderately and less-fragmented boreal forest landscapes: A multi-scale approach. *ÉcoScience*, in press.
- Koskimies, P. & Väisänen, R.A. 1988. Linnustonseurannan havainnointiohje (2. painos). Helsingin yliopiston eläinmuseo, Helsinki. 143 s.
- Kurki, S. 1999. Metsäkanalintujen poikastuotto pirstoutuneessa metsämaisemassa. *Suomen Riista* 45:16-24.
- Mämmilä, J. 1998. Maatekopesäköe hakkuiden säästökohteissa Metsähallituksen metsissä Kittilässä. Rovaniemen metsäoppilaitoksen tutkielma. 58 s. + 6 liitettä.
- Raivio, S. 1992. Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance of quantitative data and adequate scaling. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos. 83 s.
- Virkkala, R. 1990. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous forests landscape. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos. 94 s.
- Väisänen, R.A., E. Lammi & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otavan Kirjapaino, Keuruu. 567 s.
- Yahner, R.H. & C.G. Mahan 1996. Depredation of artificial ground nests in a managed, forested landscape. *Conservation Biology* 10:285-288.



**Kannus 2000**  
**ISBN 951-40-1740-4**  
**ISSN 0358-4283**