



Mikko Kurttila



Jukka Jokimäki

Mikko Kurttila ja Jukka Jokimäki

Aluetason spatiaaliset tavoitteet metsäsuunnittelussa

Kurttila, M. & Jokimäki, J. 2002. Aluetason spatiaaliset tavoitteet metsäsuunnittelussa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2002: 115–129.

Tässä katsauksessa esitellään monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmiä, joiden avulla voidaan vaikuttaa suunnittelualueen metsien spatiaaliseen rakenteeseen. Metsäalueen spatiaalinen rakenne eli konfiguraatio kuvaa elinympäristöjen tai resurssien sijoittumista alueelle. Se määräytyy metsiköiden kokojen, muotojen ja erityyppisten metsiköiden suhteellisen sijainnin perusteella. Katsauksessa tarkastellaan erityisesti kahden spatiaalisen tavoitteen sisällyttämistä metsäsuunnittelun optimointilaskelmiin. Tavoitteet ovat elinympäristöjen kokoon vaikuttaminen ja elinympäristöjen välisten yhteyksien luominen. Ensin esitellään näiden tavoitteiden ekologiset perustelut. Suomalaisessa pirstoutuneessa metsämaisemassa ensimmäisen tavoitteen suhteen kyse on yleensä elinympäristölaikkujen koon suurentamisesta. Toinen tavoite liittyy Suomessakin käytettyjen ekologisten yhteyksien tai ekokäytävien muodostamiseen. Katsauksessa tarkasteltujen tutkimusten perusteella voidaan todeta, että molemmat tavoitteet voidaan sisällyttää suunnittelulaskelmiin eri tavoilla. Metsäalueen spatiaalista rakennetta voidaan joissakin tapauksissa myös parantaa varsin pienillä puuntuotannollisilla kustannuksilla. Tämä edellyttää tehokkaiden optimointimenetelmien ja metsien dynamiikan hyödyntämistä. Jatkossa tulee panostaa paitsi joustavien ja monipuolisten suunnittelumenetelmien kehittämiseen, myös niiden sisällyttämiseen luontevaksi osaksi koko suunnitteluprosessia. Tällöin tarvitaan käytännön kokemuksia menetelmien käytöstä.

Asiasanat: alue-ekologia, monitavoitteisuus, optimointi, metsien spatiaalinen rakenne
Yhteystiedot: Kurttila, Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu;
Jokimäki, Lapin yliopisto, Arktinen keskus, PL 122, 96101 Rovaniemi (ennen: Metla/Rovaniemi)
Sähköposti mikko.kurttila@forest.joensuu.fi
Hyväksytty 31.5.2002

I Johdanto

Metsien käyttöä koskevaan päätöksentekoon on puuntuotannollisten tavoitteiden rinnalle nostettu aiempaa vahvemmin metsien monikäyttöön ja –muotoisuuteen liittyviä tavoitteita (Jokimäki ja Kangas 2001). Esimerkiksi tärkeiden pienialaisten elinympäristöjen suojelu on paljon huomiota saanut keino edesauttaa monimuotoisuuden säilyttämistä talousmetsissä (esim. Meriluoto 1995). Tarkasteluja on kuitenkin alettu yhä enemmän kohdentaa myös laajemmalle alueelliselle tasolle (Hallman ym. 1996). Metsien käyttöä tukevan monitavoitteisen metsäsuunnittelun keskeisiksi teemoiksi ovat tähän liittyen nousseet mm. alue-ekologiset tarkastelut metsäsuunnittelussa, osallistava suunnittelu ja paikkatiedon hyväksikäyttö (Kangas ym. 1997, Korhonen ja Savonmäki 1997, Kokko ym. 2000). Paikkatietomenetelmien kehittyminen ja monipuolistuminen on lisännyt sekä alue-ekologisen tutkimuksen menetelmävalikoimaa että alue-ekologisen suunnittelun käytännön toteutusmahdollisuuksia (Store ja Nikula 1998, Nikula ja Store 2001, Store ja Kangas 2001).

Monitavoitteisen metsäsuunnittelun päävaiheet ovat Kankaan (2001a) esittämän jaottelun mukaan: i) suunnittelutilanteen alustus, ii) kohdeanalyysi, iii) tavoiteanalyysi, iv) vaihtoehtojen tuottaminen, v) vaihtoehtojen arviointi, vi) suunnitelman koostaminen, vii) suunnitelman jatkuva seuranta ja arviointi. Suunnitelmavaihtoehtojen tuottamisen lähtökohtana ovat yleensä kohdeanalyysissä määritetyt, maaperältään ja puustoltaan suhteellisen homogeeniset metsikkökuviot. Suunnittelualueelle pyritään suunnitelmavaihtoehtojen tuottamis- ja arviointivaiheissa löytämään metsiköittäiset toimenpide-ehdotukset sisältävä suunnitelma, joka parhaiten täyttää koko alueen metsien käytölle asetetut tavoitteet.

Englanninkielisen nimensä ”landscape ecology” mukaisesti alue-ekologisessa suunnittelussa tarkastellaan metsikkökuvioita laajempaa kokonaisuutta, metsämaisemaa tai sen osaa. Metsämaiseman ominaisuudet voidaan jakaa kolmeen luokkaan: koostumus (composition), konfiguraatio (configuration) sekä sidonnaisuus (connectivity) (Dunning ym. 1992). Koostumus kuvaa maiseman ei-spatiaalisia ominaisuuksia, eli kuinka paljon tiettytyyppeisiä metsäalueita alueella on. Konfiguraatio kuvaa elin-

ympäristöjen keskinäistä (spatiaalista) sijoittumista maisemaan. Jos metsikkökuvioiden rajat oletetaan kiinteiksi, konfiguraatio määrittyy kuvioiden kokojen, muotojen sekä erityyppisten kuvioiden ja muiden alueiden suhteellisen sijainnin perusteella. Sidonnaisuus on lajisidonnainen mitta ja konfiguraatiota kuvaavien tunnusten lisäksi siihen vaikuttavat elinympäristölaikkujen välisten alueiden ominaisuudet suhteessa lajin levittäytymiskykyyn (esim. Mönkkönen ja Reunanen 1998). Esimerkiksi liito-oravan maksimaalista liitomatkaa (jopa yli 60 m, Hanski 1998) leveämmät puuttomat jokivarsien pelto ja tielinjat voivat muodostaa lajin yksilöille leviämiseen. Sen sijaan luontaisesti uudistettava hakkuuala ei ole leviämiseen: liito-orava voi hyödyntää siemenpuita liikkumisessaan. Toisaalta jollekin toiselle huonomman levittäytymiskyvyn omaavalle lajille luontaisen uudistamisen hakkuuala voi olla yhtä suuri leviämiseen kuin perinteinen avohakkuuala tai pelto. Maiseman sidonnaisuus on siis sekä maiseman rakenteen että lajin yksilöiden ominaisuuksien summa.

Alue-ekologisen suunnittelun tavoitteena on ohjata metsätaloutta siten, että alueelle tyypillinen metsälajisto säilyy elinvoimaisina populaatioina (Hallman ym. 1996). Alue-ekologisen tutkimuksen keskeisiä kysymyksiä boreaalisissa metsissä ovat olleet: kuinka suuria elinympäristölaikkujen tulee olla, mikä on laikkujen ympäristön vaikutus laikussa esiintyville eliöille ja mikä on ekokäytävien merkitys eliöiden levittäytymiselle? Erityisesti metsälajien elinympäristöjen pirstoutuminen ja pirstoutumisen vaikutukset ovat olleet tutkimuksen kohteena viime vuosina (Raivio 1992, Andrén 1997, Helle ym. 1994, Jokimäki ja Huhta 1996, 2000a,b, Mönkkönen ym. 1997). Boreaalisten havumetsien rakenne on ollut luontaisestikin varsin pirstoutunut mm. metsäpalojen ja myrskytuhojen johdosta (Andrén 1997), joten aluetason suunnittelussa olisi eliölajien esiintymisen turvaamiseksi huomioitava metsätalouden aiheuttaman pirstoutumisen lisäksi myös alueiden luontainen pirstoutuminen (Edenius ja Elmberg 1996).

Alue-ekologisten tarkastelujen ja tutkimuksen kohteena ovat olleet toisaalta lajit, jotka vaativat esiintyäksään laajoja yhtenäisiä elinympäristöjä ja toisaalta lajit sekä lajiryhmät, joiden esiintyminen talousmetsissä voidaan turvata ilman täydellistä suo-

jelua (Kurki ym. 1998a). Ekologiset painotukset metsien käytön tavoitteissa eivät siis välttämättä sulje pois puuntuotantoa, vaan toiminta perustuu alueen metsien ja metsiköiden päällekkäiskäyttöön (esim. Kangas 2001b): samalla alueella voidaan turvata lajien säilyminen, ylläpitää tietty puuntuotannon taso ja ottaa huomioon muut päätöksentekijöille tärkeät tavoitteet. Oleellista ekologisten tavoitteiden käytölle metsäsuunnittelussa on luoda kytkentä metsäsuunnittelussa kontrolloitavissa olevien muuttujien (metsiköiden kasvun ja käsittelyjen vaikutukset puustoon) sekä lajien elinmahdollisuuksien kehittämisen välille. Koska eliölaajien esiintyminen vaihtelee sekä spatiaalisesti että temporaalisesti (Jokimäki ym. 2000), tulee metsiköiden käsittelyiden määrittämisessä ottaa huomioon sekä toimenpiteiden ajoitus kuvioittain suhteessa naapurikuvioilla toteutettaviin toimenpiteisiin että toimenpiteiden intensiivisyys suunnittelukauden aikana koko alueella. Esimerkiksi tietyn metsikön uudistamista voidaan joutua viivästyttämään, kunnes joku tai jotkut riittävän lähellä olevista metsiköistä tarjoaa tarpeeksi hyvät elinolosuhteet. On myös muistettava, että monet lajit, esimerkiksi käävät ja jäkälät, voivat reagoida huomattavalla viiveellä ympäristön muutokseen.

Tämän katsauksen tavoitteena on tarkastella kahden alue-ekologisessa suunnittelussa keskeisen, konfiguraatioon ja sidonnaisuuteen liittyvän spatiaalisen tavoitteen sisällyttämistä tehokkaalla tavalla metsäsuunnittelun optimointilaskelmiin. Elinympäristölaikkujen kokoon ja muotoon vaikuttaminen on pirstoutumisen vaikutusten pienentämisen näkökulmasta tärkeä tavoite. Myös ekologisten yhteyksien avulla tavoitellaan elinympäristöjen pirstoutumisen negatiivisten vaikutusten pienentämistä. Näiden tavoitteiden ekologiset perustelut esitetään luvussa 2. Luvuissa 3 ja 4 tarkastellaan tavoitteiden sisällyttämistä metsäsuunnitteluun. Lopuksi kiinnitetään huomiota esitettyjen suunnittelumenetelmien ja käytännön suunnittelussa käytettävien suunnittelumallien yhteensopivuuteen.

2 Spatiaalisten tavoitteiden ekologiset perustelut

2.1 Ihmisen vaikutus metsien rakenteeseen

Suomalainen metsämaisema on vesien, metsien, soiden, peltojen ja asuttujen alueiden muodostama mosaikki. Ilman ihmisen vaikutusta lähinnä elottomat tekijät (maaperä, vesiolosuhteet ja ilmasto) sekä luonnon omat häiriöt (metsäpalot, myrskyt, tuhohyönteisten massaesiintymät ja taudit) määrittäisivät erilaisten metsiköiden määrät ja metsien rakenteen (esim. Kuusela 1990, Haila 1994, Andrén 1997). Ihminen vaikuttaa maisemakuvaan ja metsien rakenteeseen useilla eri tavoilla. Metsätaloudellisten toimien on osin oletettu matkivan edellä mainittuja luonnonprosesseja. Tähän liittyen on kehitetty esimerkiksi ns. ASIO-malli (Aldrig = ei koskaan, Sälän = harvoin, Ibland = joskus ja Ofta = usein; Angelstam ym. 1993), jossa metsien palodynamiikkaa käytetään käsittelykohteiden valintaan ja toiminnan jaksottaisuuden määrittämiseen. Käytännössä tämä tarkoittaisi sitä, että kosteat palonkiertämät jätetään kokonaan käsittelyjen ulkopuolelle, kun taas usein palaneet kuivat kankaat ovat usein käsittelyjen piirissä.

Ihmisen aikaansaamat muutokset ovat kuitenkin luonnonprosesseja nopeampia, intensiivisempiä ja usein myös laaja-alaisempia (Haila 1994, Andrén 1997). Aiemmin metsäisiä alueita on otettu runsaasti asuin- ja maanviljelykäyttöön, toisaalta Keski-Euroopassa on meneillään laajoja uudelleenmetsitysprojekteja. Metsikkötasolla toteutetut käsittelyt muuttavat puiden koko- ja puulajijakaamaa, useimmiten metsikön sisäistä vaihtelua pienentävään suuntaan. Samalla muutetaan metsikön mikroilmastollisia tekijöitä. Tällä seikalla voi olla oleellista merkitystä kyseessä olevan metsälaikon rakenteelle ja sen eliöstölle. Kaavamainen metsien käsittely voikin johtaa monotonisuuteen sekä metsän rakenteessa että maiseman koostumuksessa. Toisaalta uudet metsänhoitosuositukset sekä valtion että yksityismetsien puolella kehottavat välttämään liikaa yksipuolisuutta ja kaavamaisuutta metsänhoidossa.

Metsätaloustoimilla on lisätty vaihtelua maiseman sisällä, maisemien välinen vaihtelu on saattanut sen

sijaan vähentyä. Yksityismetsälöiden pienialaisuus ja pienialaiset käsittelykuviot, jotka ovat seurausta myös pyrkimisestä tasaisiin hakkuisiin ovat pirstoneet aiemmin konfiguraatioiltaan yhtenäisempiä vartuneiden metsien alueita (Mykrä ym. 2000). Maisemien välisten erojen pienemiseen vaikuttaa sama ilmiö: samantyyppistä pienimuotoista metsätaloutta harjoitetaan kaikkialla. Myös metsähallituksessa kuviokokoo on viime vuosien aikana pienentynyt.

2.2 Elinympäristölaikun koko

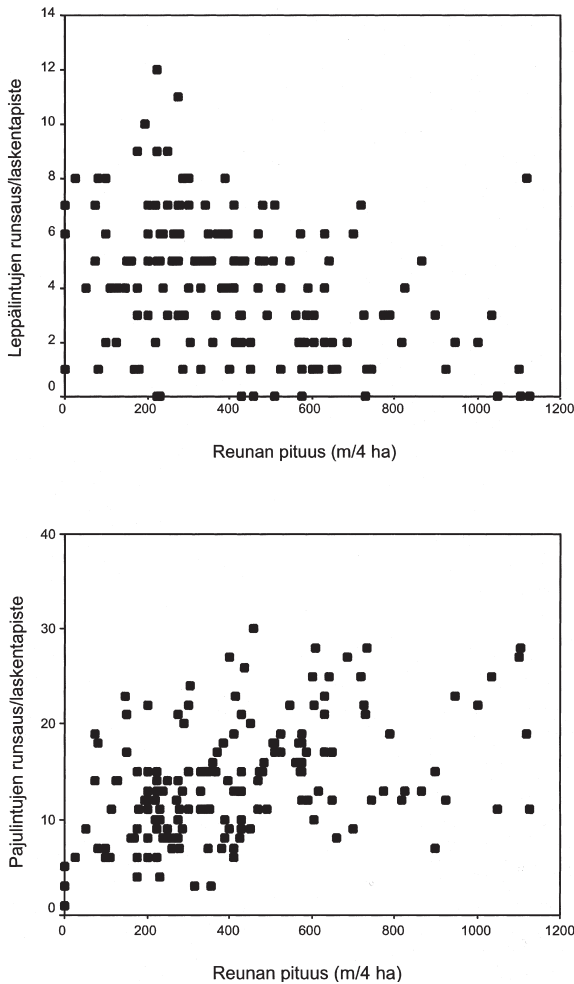
Alue-ekologisen tutkimuksen eräs keskeinen tulos on ollut, että eliöiden ja prosessien esiintymistä paikallisella (esim. metsikön) tasolla ei voida selittää ainoastaan paikallisten olosuhteiden perusteella, vaan siihen vaikuttavat myös laajemman alueen (maiseman) ominaisuudet (Jokimäki ja Huhta 1996). Esimerkiksi Tervolan Törmävaaran (1 km², Väisänen ym. 1986) ja Oulangan kansallispuiston (>100 km², Helle 1986) kokoisten alueiden linnuston runsausmuutokset seurasivat ympäröivien talousmetsien linnustomuutoksia. Sen sijaan Urho Kekkonen kansallispuistossa (>1000 km², Virkkala 1990) ympäröivien alueiden linnustomuutokset eivät olleet havaittavissa.

Metsäalueen pirstoutumisen seurauksena metsälajeille sopivien elinympäristöjen määrä vähenee, koko pienenee, reuna-alueiden määrä kasvaa ja laikujen välinen sidonnaisuus heikkenee. Maiseman pirstoutumisesta kärsivät suuria yhtenäisiä metsäpinta-aloja vaativat lajit, jotkut reuna-alueita suosivat lajit voivat sen sijaan hyötyä pirstoutumisesta (kuva 1). Perkolaatioteoria ennustaa, että kun lajille soveliaista elinympäristöä on jäljellä alle 59 %, elinympäristö on pirstoutunut kahteen tai useampaan osaan (Gardner ym. 1987). Andrénin (1994) arvion mukaan alueilla, joissa on jäljellä vähintään 30 % lajille soveliaista elinympäristöä, lajin runsaus vaihtelee samassa suhteessa kuin sille soveliaan elinympäristön määrä alueella. Kun lajille soveliaan elinympäristön määrä laskee 17–29 %:n tasolle, yksittäisten laikujen pinta-alat ja eristyneisyys vaikuttavat yhä enemmän lajin esiintymiseen. Toisin sanoen laji vähenee alueella enemmän kuin mitä voitaisiin olettaa pelkän lajille soveliaan elinympäristön vähenemisen aiheuttavan.

Pirstoutuneessa metsämaisemassa elävien lajien yksilöt joutuvat usein hakemaan tarvitsemansa resurssit pienistä, kaukana toisistaan sijaitsevista ja eristyneistä metsiköistä (Huhta ym. 1998, 1999). Aikaa ja energiaa kuluu enemmän liikkumiseen pesimis- ja ruokailupaikkojen välillä kuin yhtenäisemmillä alueilla. Poikueiden ruokkimisfrekvenssi voi laskea pienissä elinympäristölaikuissa sijaitsevilla ravintoa kaukana toisistaan sijaitsevista metsäsaarekkeista (Huhta ym. 1999). Myös saaliiksi joutumisen riski kasvaa, mikäli liikkuminen tapahtuu suojattomassa maastossa (Kurki ym. 1998b). Hyvin rajoittuneen liikkumiskyvyn omaavien lajien, esim. useiden lahopuuta käyttävien lajien on löydettävä tarvitsemansa resurssit yhdestä elinympäristölaikusta. Toisaalta jotkut suurielinpiiriset lajit voivat käyttää hyväkseen useita erityyppisiä laikkuja. Tämä voi osaltaan selittää sen, että nämä lajit voivat esiintyä sellaisessakin ympäristössä, jossa niille soveliainta elinympäristöä on vain vähän.

Elinympäristön koon kasvattaminen on perusteltua myös populaatioiden elinkykyisyyden näkökulmasta: pienissä saarekkeissa elävät populaatiot ovat yksilömäärältään pieniä ja todennäköisyys populaation ajautumiseen sukupuuttoon esimerkiksi sattuman seurauksena on suurempi (Haila 1994, Hanski ym. 1998). Elinympäristölaikun koon kasvattaminen ei tosin aina välttämättä ole mahdollista. Tilanne on tällainen usein esimerkiksi kaupunkimetsikköjen ja puistojen osalta (Fernández-Juricic ja Jokimäki 2001). Monet lajit saattavat metsäaluetasolla esiintyä useiden toisiinsa yhteydessä olevien paikallipopulaatioiden verkostona eli metapopulaationa (Hanski ja Gilpin 1997). Metapopulaatorakenteena elävällä lajilla suuren elinympäristön suuri ja vaikiintunut populaatio voi toimia lähdepopulaationa pienempiin tai huonolaatuisempiin elinympäristölaikkuihin. Lisäksi on syytä muistaa, että metapopulaatioteorian ennusteiden mukaan kaikki lajille soveliaat elinympäristölaikot eivät aina välttämättä ole asuttuja (Hanski ja Gilpin 1997).

Elinympäristön koon kasvattamisesta saatavat hyödyt liittyvät myös reunavaikutuksesta vapaan ydinalueen määrään. Reunavaikutuksen on todettu vaikuttavan esimerkiksi pensaskerroksen peittävyteen, selkärangattomien eläinten määrään ja lintujen pesimämenestykseen, joko suoraan tai epäsuorasti



Kuva 1. Leppälintujen ja pajulintujen keskimääräinen pesimäaikainen runsaus (pareja/laskentapiste) suhteessa reuna-alueiden määrään laskentapisteen ympärillä (m/4 ha) Rovaniemen maalaiskunnan tutkimusalueilla 1990–1995 (Jokimäki, julkaisematon). Spearmanin korrelaatiokertoimet leppälinnulle $r_s = -0,376$ ($P < 0,001$, $n = 161$) ja pajulinnulla $r_s = 0,459$ ($P < 0,001$, $n = 161$).

(esim. Huhta ym. 1999). Yleensä reunavaikutuksen on todettu ulottuvan 100–300 m reunasta metsän sisäosaan päin. Reunavaikutus on huomattavan suurta pienissä elinympäristölaikuissa. Esseen (1994) on todennut, että käytännössä alle 5 hehtaarin kokoisessa boreaalisessa metsälaikussa ei ole ydinalueeksi luokiteltavaa habitaattia lainkaan, vaan koko laikku edustaa reunahabitaattia. Koon lisäksi kuvion muoto

(pinta-alan ja ympärysmitan suhde) vaikuttaa reuna-alueen määrään. Suipoissa ja kapeissa kuvioissa on enemmän reuna-alueiksi luokiteltavaa alueita kuin pyöreämissä kuvioissa. On kuitenkin syytä muistaa, että eliöiden reagointi pirstoutumiseen on aina lajikohtaista; jotkut lajit kärsivät, toiset hyötyvät ja toisille lajeille pirstoutumien on yhdenkertainen (Jokimäki ja Huhta 1996). Esimerkiksi suomalaisista metsälintulajeista leppälintu kärsii reuna-alueiden määrän kasvusta, kun pajulintu vastaavasti hyötyy reuna-alueista (kuva 1). Yleensä laji hyötyy siitä, mitä enemmän sillä on käytettävissään sille soveliasa habitaattia. Jokimäen ja Huhdan (2000a) mukaan vanhan metsän linnut ja kolopesijät kärsivät lisääntyneestä reunan määrästä, kun taas habitaattigeneralistilintulajit hyötyvät siitä. Tyypillisiä ja tunnetuimpia suomalaisia pirstoutumisen aiheuttamasta elinympäristöjen pienenemisestä kärsiviä lajeja ovat liito-orava (Reunanen ja Nikula 1998, Hanski 1998) ja metso (Helle ym. 1994).

2.3 Ekologiset yhteydet

Ekologisilla yhteyksillä pyritään luomaan levittäytymisreittejä mahdollisesti aiemmin toisiinsa yhteydessä olleiden elinympäristölaikkujen välille. Ajatuksena on, että populaatioiden elinvoimaisuuteen voidaan vaikuttaa paitsi kasvattamalla elinympäristön kokoa, myös kasvattamalla maiseman sidonnaisuutta, eli ”kytkemällä” elinympäristöjä toisiinsa vähintään lajin liikkumiselinympäristöksi soveltuvilla metsiköillä. Ekologisten yhteyksien perustamisen hyödyt voivat olla seurausta myös elinympäristölaikkujen koon kasvattamisesta saatavista hyödyistä.

Yhteyksistä saatavaa hyötyä on tarkasteltava lajikohtaisesti. Hyvin levittäytyvän lajin liikkuminen elinympäristöjen välillä voi olla mahdollista voimakkaasti pirstoutuneessa maisemassa, kun taas toisen liikkumiskyvyltään rajoituneemman samaa elinympäristöä käyttävän lajin osapopulaatiot voivat samalla alueella olla täysin toisistaan eristäytyneitä. Jos ekologinen yhteys on kapeahko ekologinen käytävä (esim. 25 m leveä), on ulkopuolelta tuleva reunavaikutus suuri (Fernández-Juricic ja Jokimäki 2001). Tämän vuoksi esim. vanhojen metsien ydinalueita elinympäristönään käyttävät ja huonosti leviävät lajit tuskin hyötyvät kovin paljoa käytävistä

tä. Sen sijaan elinympäristövaatimuksiltaan hiukan vaatimattomampi ja liikkumiskyvyltään hiukan parempi laji saattaa käyttää käytävää leviämiseen (Mönkkönen ja Reunanen 1998).

Varsinaista liikkumista edesauttavina väylinä toimimisen lisäksi riittävän leveät ja hyvälaatuiset yhteydet saattavat toimia myös lisääntymis- ja ruokailuelinympäristöinä. Näin voi olla erityisesti lajeilla, joilla siirtyminen elinympäristöstä toiseen on yli sukupolvien tapahtuva ilmiö (Gustafsson ja Hansson 1997, Mönkkönen ja Reunanen 1998). Käytännön suunnittelussa ekologinen yhteys voi sitoa yhteen lähekkäin sijaitsevia erillisiä luontokohteita, toimia vesistön suojavaikokkeena, täyttää alueelle asetettua vanhan metsän tavoitetta, ylläpitää alueen luontaista maisemarakennetta, ja kehittyä ajan myötä avainbiotoopeiksi (Karvonen 2000). Toisaalta ekologiset yhteydet voivat olla myös haitallisia; käytävät voivat houkuttaa petoja ja saalistuspaine voi olla niissä suuri (Gustafsson ja Hansson 1997, Hanski ym. 1998). Käytävän leveys voi vaikuttaa myös niissä pesivien lintujen pesimämenestykseen. Kittilässä tehdyssä tekopesäkokeessa havaittiin, että pesätuhot olivat suurempia leveämissä (100 m) kuin kapeammissa ekokäytävissä (<50 m) (Mämmilä 1998, Aarrevaara 2000, Jokimäki ja Huhta 2000b). Ekologisen yhteyden ongelma voi olla, että se toimii vajealueena, joissa kuolleisuus on suurempi kuin syntyyvyys. Se voi myös houkuttaa yksilöitä vajealueille. Ekologisten yhteyksien positiivisista ja negatiivisista vaikutuksista ja toimimisesta boreaalisisä havumetsissä ei tiedetä vielä tarpeeksi (esim. Gustafsson ja Hansson 1997).

3 Elinympäristölaikun kokoon vaikuttaminen

Kurttila ym. (2002) vertailivat tutkimuksessaan kolmea spatiaalista tavoitetyyppeä, joiden avulla pyrittiin kasvattamaan liito-oravan pesintä- ja ruokailuelinympäristölaikkujen kokoa. Liito-oravan elinympäristön hyvyttä kuvattiin kuviotasolla elinympäristön soveltuvuusindeksin (HSI, habitat suitability index) avulla. Multiplikatiivisen HSI:n tekijät määritettiin suomalaisia liito-oravan elinympäristöä tarkastelleita tutkimuksia apuna käyttäen (Eronen

1996, Hanski 1998, Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ja Nikula 1998, Reunanen ym. 2000). Osatekijät olivat puuston tilavuus, kuusen ja lehtipuiden osuus tilavuudesta, lehtipuiden läpimitta sekä kuolleen pystypuuston määrä. Kuvio määritettiin olevan liito-oravan pesintä- ja ruokailuelinympäristöä, mikäli sille laskettu HSI:n arvo oli 0,4 tai suurempi. Tutkimuksessa vertailut tavoitetyypit olivat: 1) spatiaalinen autokorrelaatio; 2) tietäntyyppisen kuviotason osuus; sekä 3) etäisyyspainon käyttö metsikötason tunnuksen keskiarvon laskennassa. Kahta ensimmäistä tavoitetyyppeä käytettiin myös, kun pyrittiin tuottamaan pienialaisia hirven talviruokailuelinympäristöjä. Suunnitelmat tuotettiin Monsuumsäsuunnitteluohjelmistolla (Pukkala 2000) ja optimointimenetelmänä käytettiin heuristista HERO-optimointia (Pukkala ja Kangas 1993). Tavoitetyypit sisällytettiin monitavoitteiseen metsäsuunnittelutehtävään puuntuotantotavoitteiden rinnalle additiivisen hyötyfunktion muodossa. Tavoitetyyppien vertailtavuuden parantamiseksi muiden kuin spatiaalisten tavoitteiden osahyötyfunktiot muokattiin siten, että asetetun tavoitetaso saavuttamisen jälkeen hyötyfunktion arvo parani vain käytetyn spatiaalisen tavoitemuuttujan arvon paranemisen seurauksena.

Spatiaalinen autokorrelaatio laskettiin Moranin I:n perusteella (Chou ym. 1990):

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S_0 \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (1)$$

missä n on kuvioiden lukumäärä, x on laskettavan kuviokohtaisen muuttujan arvo, a on kuvion pinta-ala ja

$$S_0 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j W_{ij}$$

on summa kuvioiden pinta-aloilla painotetuista naapuruuspainoista. Yksinkertaisimmassa tapauksessa naapuruusuhde kuvioiden välillä kuvataan siten, että W_{ij} on 1 jos kuviot i ja j ovat naapureita, muuten W_{ij} on 0. Pinta-alapainotuksen seurauksena suuremmat kuviot saavat suuremman painon Moranin I:n laskennassa. Optimoinnissa Moranin I:n arvon laskemista varten tarvitaan siis tieto kuvioiden naapu-

ruussuhteista. Mitattavan ominaisuuden ollessa positiivisesti spatiaalisesti autokorreltoitunut, samanlaiset metsiköt esiintyvät usein toistensa naapurikuvioina. Mikäli spatiaalinen autokorrelaatio on negatiivinen, vierekkäiset kuviot ovat usein ominaisuuksiltaan erilaisia. Spatiaalisen autokorrelaation maksimointi optimointitehtävässä pyrkii siis ohjaamaan metsikkökohtaisten käsittelyjen valintaa siten, että naapurikuvioilla vallitsee tarkasteltavan muutujan suhteen mahdollisimman usein mahdollisimman samanlaiset olosuhteet. Kurttilan ym. (2002) tutkimuksessa maksimoitiin liito-oravan HSI:n spatiaalista autokorrelaatiota.

Toinen Kurttilan ym. (2002) vertailema tavoitetyyppi oli samanlaisen tai erilaisen kuviorajan osuuden maksimointi (ks. myös Pukkala ym. 1997). Kuviorajan samanlaisuus tai erilaisuus määritellään metsikkötason tunnuksen kynnyksarvon avulla, eli kuviorajaa pidetään samanlaisena, jos esimerkiksi metsikön puiden keskipituuden ero on alle kolme metriä. Kurttilan ym. (2002) tutkimuksessa maksimoitiin samanlaista kuviorajaa, kynnyksarvona käytettiin vierekkäisten kuvioiden HSI:n arvoa ($HSI \geq 0,4$ vierekkäisissä kuvioissa). Pelkän naapurisuusuhteen sijasta optimointi käyttää tietoa kuvioiden yhteisen rajan pituudesta naapurikuvioiden kanssa.

Nämä kaksi tavoitetyyppiä osoittautuivat Kurttilan ym. (2002) tutkimuksessa toimiviksi ja molemmilla oli mielenkiintoisia ja toisistaan poikkeavia ominaisuuksia (kuva 2). HSI:n spatiaalisen autokorrelaation maksimointi kasvatti alueen vierekkäisten kuvioiden samankaltaisuutta läpi koko HSI:n vaihteluskaalan ja suuren HSI:n arvon omaavat kuviot kasaantuivat yhtenäisiksi alueiksi. Samoin HSI-arvon 0 omaavat kuviot kasaantuivat leimikkokeskitymiksi. Pesimis- ja ruokailuelin ympäristöjen läheisyydestä löytyi usein hiukan pienemmän HSI-arvon omaavia liikkumiselin ympäristöksi soveltuvia kuvioita. Samanlaisen kuviorajan maksimoinnilla saatiin myös aikaan selviä kasaantumia ja lisättiin kynnyksarvon ylittävien kuvioiden sidonnaisuutta. Tavoitetyyppi jakaa kuviot kuitenkin vain kahteen luokkaan, kynnyksarvon ylittäviin ja alittaviin, eikä kuvioiden HSI-arvoon kiinnitetä tämän enempää huomiota. Kurttila (2001a) ehdottikin seuraavaa: mikäli pystytään tarkasti määrittämään niiden ominaisuuksien määrät, joita elinympäristöltä vaaditaan,

kannattaa käyttää kuviorajatyypin osuuden maksimointia elinympäristöjen koon kasvattamisessa; jos taas ei voida vetää tarkkaa rajaa sopivan ja ei-sopivan elinympäristön välille, kannattaa tavoitteena käyttää spatiaalista autokorrelaatiota ja pyrkiä kasaamaan ”erittäin hyvien” elinympäristöjen ympärille ”hyviä” elinympäristöjä. Myös Wardoyo ja Jordan (1996) ovat suositelleet spatiaalisen autokorrelaation käyttöä biodiversiteetille tärkeiden elinympäristöjen ja hakkuualuejen suurentamiseksi.

Kolmannen tavoitetyypin (metsikkötason tunnuksen etäisyyspainolla painotetun keskiarvon maksimointi) kohdalla Kurttila ym. (2002) havaitsivat, että käytetyt etäisyyspainot tulisi määrittää uudelleen kunkin suunnittelujakson lopussa. Jumppanen ym. (2002) esittivät tähän tavoitetyyppiin perustuvan parannellun ja käytäntöön helposti sovellettavissa olevan suunnittelumallin. Mallissa kuviot listataan kullakin suunnittelujaksolla hakkuujärjestykseen (HO) kahden muuttujan erotuksen perusteella: kuvion taloudellista hakkuukypsyyttä kuvaavan muuttujan (EM) sekä kuvion sijaintipainon (LOC) suhteen seuraavasti:

$$HO = EM - LOC \quad (2)$$

EM ja LOC laskettiin seuraavasti:

$$EM = 1 - \frac{I\%}{I_{\max}\%} \quad (3)$$

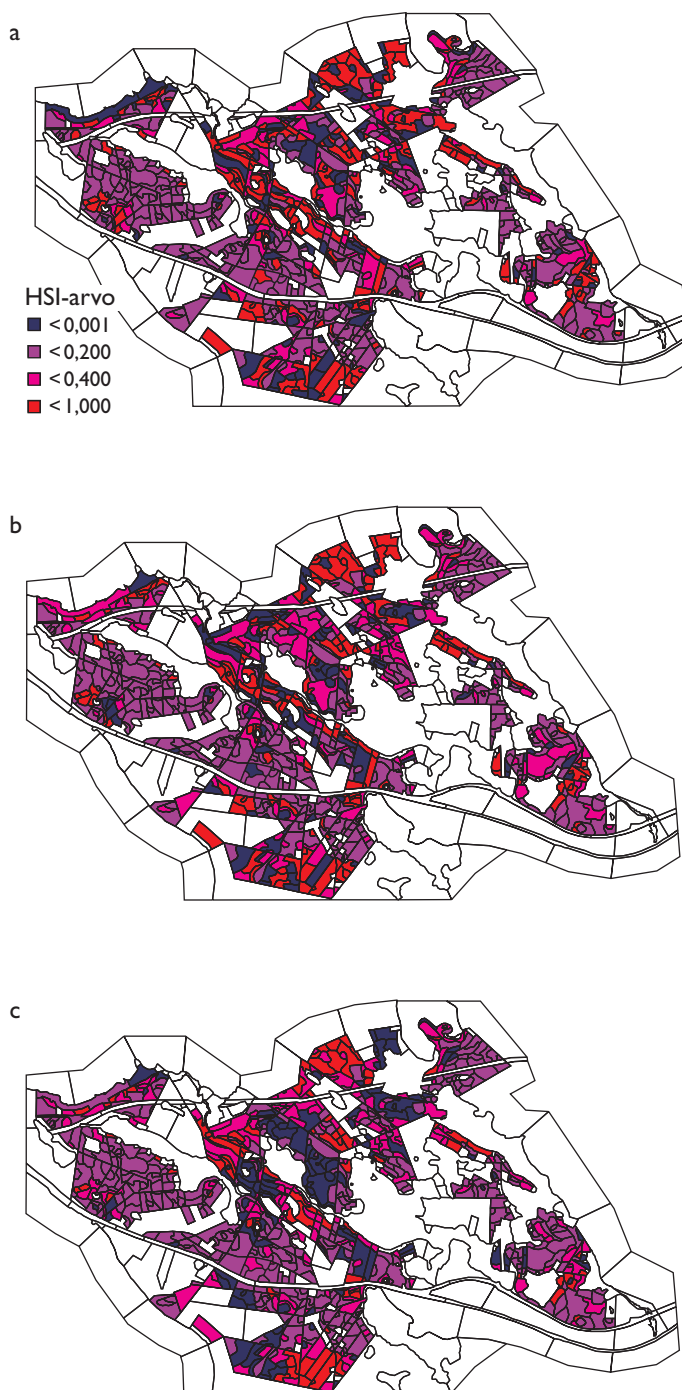
$$LOC = X * \left[\left(\frac{A}{A_{\max}} \right) (1 - B) \frac{C}{C_{\max}} \right] \quad (4)$$

vanhoille metsiköille (ikä ≥ 80 v)

$$LOC = \left[\frac{T_g}{80} \frac{A}{A_{\max}} u(B) \right] \quad (5)$$

varttuneille metsiköille (ikä 50–79 v)

missä $I\%$ on kuvion arvokasvuprosentti, $I_{\max}\%$ on suurin suunnittelualueen kuvioiden arvokasvuprosentti, A on kuvion pinta-ala, A_{\max} on suurimman kuvion pinta-ala, B on etäisyys (km) lähimpään vanhan metsän kuvioon, C on vanhojen metsien kokonaispinta-ala 50 ha:n ympyrän sisällä, jonka keskipiste sijaitsee kuvion keskipisteessä, C_{\max} on van-



Kuva 2. Liito-oravan ruokailu- ja pesimiselinympäristöjen ($HSI \geq 0,4$) esiintyminen 930 hehtaarin kokoisella alueella suunnittelukauden lopussa suunnitelmavaihtoehtoissa, joissa a) maksimoitiin kynnyksen ylittävien kuvioiden pinta-alaa b) maksimoitiin samanlaisen kuviorajan (vierekkäisten kuvioiden $HSI \geq 0,4$) osuutta ja c) maksimoitiin HSI:n spatiaalista autokorrelaatiota.

hojen metsien suurin pinta-ala luotujen ympyröiden joukossa, X on skaalausmuuttuja, jonka avulla suurin LOC in arvo saa arvon 1, T_g on kuvion ikä. Vanhojen metsien kohdalla $(1 - B)$ saa arvon 0, jos etäisyys on suurempi kuin 1 km. B määritettiin varttuneille metsiköille funktiolla, joka saa arvon 1 jos varttuneen metsän naapurikuviona on vanha metsikkökuvio ja pienenee siten, että sen arvo on 400 metrin etäisyydellä 0.

Kuviot, joilla HO :n arvo on suuri, ovat hakkuuvuorossa ensimmäisinä. Kuvioita valitaan hakattavaksi HO -arvon suuruusjärjestyksessä, kunnes asetettu hakkuutavoite täyttyy. Suuren HO -arvon omaavilla kuviolla on pieni arvokasvuprosentti ja/tai ne sijaitsevat suhteellisen kaukana muista varttuneista ja vanhoista metsiköistä.

Malli testattiin Pohjois-Karjalan alueella noin 1 900 ha:n suunnittelualueella, joka koostui 44 metsätilasta. Se tuotti tavoiteltuja tuloksia: 30 vuoden suunnittelukauden aikana vanhojen metsien kuvio koko kasvoi 3,4 hehtaarista 5,7 hehtaariin suunnitelmassa, jossa koko alueen oletettiin olevan yhden omistajan hallinnassa. Mielenkiintoista Jumpasen ym. (2002) esittämässä mallissa on, että se on suoraan sovellettavissa myös ns. aluesuunnittelussa (Pukkala ym. 1997, Kurttila 2001a), jossa suunnittelalue koostuu useista metsätiloista. Suunnitelmasa, jossa huomioitiin omistajittain vaihtelevat tilakohtaiset puuntuotantotavoitteet sekä koko aluetta koskeva vanhojen metsien klusterointitavoite, vanhojen metsiköiden keskikoko nousi 4,6 hehtaariin, kun se normaalin tilakohtaisen suunnittelun seurauksena 30 vuoden kuluttua oli vain 2,9 hehtaaria. Tässä suunnitelmassa hakkuutavoite asetettiin tilakohtaisesti. Aina kun tietyn tilan hakkuutavoite täyttyi, loput sen metsikkökuvioista poistettiin hakkuujärjestyslistalta. Vanhojen metsien kokonaispinta-ala ja hakkuista saatavat tulot kehittyivät suunnittelukauden aikana kaikissa suunnitelmavaihtoehdoissa lähes samalla tavalla.

Yllä esitetyissä tutkimuksissa pyrittiin klusteroimaan määrätynlaisia alueita ilman alueiden koolle asetettua minimipinta-alavaatimusta. Joskus voidaan määrittää minimipinta-ala, jota pienempää elinympäristölaikkuu lajin yksilöt tai populaatiot eivät asuta. Esimerkiksi valtaosa kaupunkialueilla pesivistä metsälintulajeista löytyy 10–35 ha:n kokoisilta puistoalueilta (Fernández-Juricic ja Jokimäki

2001). Joskus voidaan myös määrittää ruokailuelinympäristön maksimietäisyys suoja- tai pesäpaikasta ja käyttää näitä arvoja lisärajoitteina optimoinnissa (Hof ja Joyce 1992, Bettinger ym. 1999). Tällöin minimipinta-alaa pienemmät elinympäristölaikut tai maksimietäisyyden ylittävät elinympäristölaikut eivät paranna tavoiteyhtälön arvoa optimoinnissa. Esimerkiksi Bettinger ym. (1999) käyttivät Rooseveltin hirven elinympäristön hyvyttä määritelleessään yhtenä osatekijänä ruokailualueen ja suojapaikan etäisyyttä toisistaan: mitä lähempänä toisiaan ne sijaitsivat, sitä parempia elinympäristöjä ne olivat.

Koska reunavyöhykkeen leveys ja siten myös ydinalueen pinta-ala riippuu naapurikuvion ominaisuuksista, kannattaa esimerkiksi vanhan metsän ydinalueen määrää lisättäessä käyttää optimoinnissa tavoitteena suoraan ydinalueen pinta-alaa eikä vanhan metsän pinta-alaa. Tällöin optimointialgoritmi pyrkii tuottamaan ratkaisun, jossa vanhat metsät klusteroituvat ja hakkuut kohdennetaan joko klustereista irti oleviin yksittäisiin vanhan metsän kuviioihin tai klusterien reunoilla oleviin kuviioihin. Öhmanin ja Eriksonin (1998) ja Öhmanin (2000) tutkimuksessa kokeiltiin ydinalueen pinta-alan käyttöä tavoitteena. Suunnittelukauden pituus oli 100 vuotta ja se oli jaettu 10 jaksoon. Muiden kuin vanhojen metsiköiden määriteltiin pienentävän vanhojen metsiköiden ydinalueen pinta-alaa reunavaikutuksen vuoksi. Reunavyöhykkeen leveys vaihteli eri vaihtoehdoissa 0–64 m ja vain reunavyöhykkeen sisäpuolella oleva vanhan metsän ydinalue otettiin huomioon pinta-alaa laskettaessa. Tavoitteena optimoinnissa oli maksimoida nettotulojen nykyarvoa siten, että jokaisella suunnittelujaksolla alueelta löytyi tietty määrä ydinaluetta. Tällöin vanhat metsät pyrkivät sijoittumaan siten, että ”hyödytöntä” reunavyöhykettä syntyy mahdollisimman vähän.

4 Metsiköiden välisten yhteyksien luominen

Ekologisten yhteyksien luomista tiettyjen pisteiden välille optimointia apuna käyttäen on metsäsuunnittelussa lähestytty kuvaamalla ongelma Steinerin verkko-ongelmana (Sessions 1992, Williams 1998). Tällöin metsikkökuviot kuvataan solmuina ja yh-

teydeksi soveltuvien kuvioiden naapuruussuhde kuvataan solmujen välisinä kaksisuuntaisina yhteyksinä. Kuvion sopivuus yhteydeksi voidaan määrittellä puuston ominaisuuksien ja kuvion mittojen (esim. minimileveys) avulla. Naapuruussuhde ei välttämättä edellytä fyysistä naapuruutta: tietyllä etäisyydellä toisistaan olevien kuvioiden voidaan myös ajatella olevan naapuruussuhteessa toisiinsa. Lähellä toisiaan olevien, mutta jonkin lajille ylivoimaisen esteen erottamien kuvioiden välinen naapuruussuhde voidaan toisaalta tarvittaessa hylätä.

Ekologisen yhteyden aiheuttama kustannus voidaan kuvata joko kaksisuuntaisen yhteyden arvona (Sessions 1992) tai solmujen arvoina (Williams 1998). Kaksisuuntaisen yhteyden arvo kuvioiden a ja b välillä voi kuvata hakkuutulon menetystä, joka aiheutuu kuvioiden ottamisesta osaksi ekologista yhteyttä. Kaksisuuntaisen yhteyden ab arvo muodostuu summaamalla puolet kuvioiden a ja b hakkuumenetyksistä. Koska kuhunkin kuvioon (lukuun ottamatta alku- ja loppupisteitä) on saavuttava ja siitä on lähde kerran, tulee koko kuvion aiheuttama taloudellinen kustannus huomioiduksi.

Optimoinnissa yhteys ennakkoon määritettyjen kuvioiden (solmujen) välille luodaan esimerkiksi minimoimalla yhteyden muodostavien kuvioiden aiheuttamia taloudellisia menetyksiä. Sessions (1992) käytti optimointimenetelmänä ns. lyhimmän polunheuristista optimointimenetelmää. Kuviot, jotka voivat toimia yhteytenä valitaan annettujen kriteerien, esim. puuston tilavuuden, iän tai yhteisen kuviorajan pituuden perusteella. Jos suunnittelukausi koostuu useista jaksoista, ekologinen yhteys voi Sessionin (1992) mallissa olla dynaaminen. Osa yhteyden muodostamista kuvioista voidaan tällöin hakata suunnittelukauden aikana, mikäli pystytään löytämään toinen annettujen kriteerit täyttävä yhteys ja mikäli se on minimoitavan tavoitefunktion mukaan kannattavaa.

Williams (1998) huomioi kustannusten minimoimisen lisäksi ekologisen yhteyden laadun pyrkimällä minimoimaan myös yhteyteen tulevan huonolaatuisten metsiköiden määrää. Lähestymistapa mahdollistaa tavoitteiden vaihtosuhteen tarkastelun. Tietty metsikkö voi olla ominaisuuksiltaan täysin kelvoton yhteydeksi. Jos metsikkö sijaitsee lähellä tien, pellon tai aukean reunaa, sen reuna on reuna-vaikutuksen alaisena. Tällöin osa metsiköstä (esim.

20 m etäisyydellä tiestä sijaitseva vyöhyke) voidaan määrittellä huonolaatuiseksi. Ongelman tavoitefunktion muotoiltiin seuraavasti:

$$\text{Min}Z = \omega_1 \sum_{j \in J} c_j \left(\sum_{k \in A_j} x_{jk} \right) + \omega_2 \sum_{j \in J} a_j \left(\sum_{k \in A_j} x_{jk} \right) \quad (6)$$

missä ω_1 ja ω_2 ovat yhteydestä aiheutuville kustannuksille sekä huonolaatukselle alueelle ekologisessa yhteydessä annetut painot, c_j on kuvion j ekologiseen yhteyteen sisällyttämisestä aiheutuva kustannus, a_j on kuvion j sisältämä määrä ekologiseen yhteyteen sopimatonta aluetta, $x_{jk} = 1$ mikäli ekologinen yhteys jatkuu kuviosta j mihin tahansa naapurikuvioon k (muussa tapauksessa $x_{jk} = 0$) ja A_j kuvion j naapurikuvioiden joukko. Ekologisten yhteyksien syntyminen määritettyjen pisteiden välille varmistettiin ns. virtarajoitteiden avulla. Nämä rajoitteet muotoiltiin siten, että määritetyistä alkupisteistä tuli lähteä ekologinen yhteys, jonka tuli ulottua loppupisteeseen. Rajoitteet koskivat myös pisteiden välillä olevia kuvioita siten, että jos ekologinen yhteys tuli tiettyyn kuvioon, sen piti myös lähteä ko. kuvioista johonkin naapurikuvioon tai loppupisteeseen. Tavoitefunktion (6) painoja vaihtelemalla voitiin kuvata ekologisen yhteyden laadun parantamisen ja taloudellisten menetysten välistä suhdetta vaihtosuhte-käyrän avulla sekä tarkastella miten ekologisen yhteyden sijainti muuttuu painoja muutettaessa.

Ruotsissa Fries ym. (1998) hyödynsivät puronvarisia ekologisiin yhteyksiin perustuvassa mallissaan ("Stream model"). Mallia testattiin 41:stä yksityismetsätalasta koostuvalla alueella. Alueelta etsittiin ensin suojeltavia ekologisesti tärkeitä alueita. Tämän jälkeen suojellut alueet pyrittiin yhdistämään (ilman optimointia) toisiinsa kapeilla, purojen varille sijoittuvilla ekologisilla yhteyksillä. Käytävien sijoittelussa tavoiteltiin myös vaikutusten kohdistumista mahdollisimman suurelle osalle maanomistajia: kohdealueella 28 tilalla joitakin alueita siirrettiin pois puuntuotannosta. Suojellun alueen osuus metsäalasta oli 3,4%.

5 Tarkastelu

Suunnittelulaskelmissa oletetaan usein, etteivät metsikkökuvioiden rajat muutu suunnittelukauden aikana. Kiinteät kuviorajat määrittelevät kuviokoon, kuvioiden muodot sekä pienimmän käytössä olevan mittakaavan. Tällöin spatiaalisten tavoitteiden avulla vaikutetaan alueen konfiguraatioon tarkastelemalla tietyn kuvion sekä sen naapurikuvioiden ominaisuuksia, kokoja ja muotoja. Esimerkiksi liito-oravan elinympäristön kokoa pyrittiin Kurttilan ym. (2002) tutkimuksessa kasvattamaan sijoittamalla samanlaisia, liito-oravan kannalta hyviä kuvioita lähelle toisiaan siten, että muodostettu kuvioyhmä voisi paremmin toimia lajin elinympäristönä.

Kiinteän kuvioinnin käyttäminen mahdollistaa pitkälle tulevaisuuteen ulottuvat suunnittelulaskelmat, mutta se voi aiheuttaa myös ongelmia. Tarkasteltavien spatiaalisten tavoitteiden kannalta kuvat voivat olla kooltaan tai muodoltaan tehottomia, eikä ominaisuuksiltaan samankaltaisten vierekkäisten kuvioiden muodostama maisemakuviokaan tuota välttämättä kovin hyvää lopputulosta (esim. suurta ydinaluetta). Kuvioiden tehokasta muotoa ja kokoa ajatellen kuvat olisivatkin rajattava käytettävien tavoitteiden perusteella. Sekä taloudellisten että ekologisten tavoitteiden näkökulmasta saattaisikin olla perusteltua pyrkiä nykyistä suurempaan keskimääräiseen kuviokokoon tai kuviokoon hajontaan. Ekologisten tavoitteiden näkökulmasta hyödyt liittyisivät maiseman konfiguraation paranemiseen, taloudellisten tavoitteiden suhteen hakkuiden ja metsänhoitotoimenpiteiden yksikkökustannukset saattaisivat laskea suurentuneiden pinta-alojen seurauksena. Parhaiten kuvioiden rajaaminen voisi onnistua, jos se tapahtuisi optimointia apuna käyttäen yhtä aikaa käsittelyjen valinnan yhteydessä. Onkin esitetty menetelmiä, joissa etukäteen määritettyjä isoja kuvioita jaetaan osiin (Pukkala ym. 1997, Borges ja Hoganson 1999) annettujen tavoitteiden perusteella. Mikäli metsäalueelle kaivataan pienialaista vaihtelua, osa kuvioista voidaan uudistaa luontaisella uudistamisella, osa voidaan harventaa ja osa jättää kokonaan käsittelemättä (Pukkala ym. 1997).

Ennakkoon tehtävästä kuvioinnista voidaan toisaalta myös luopua kokonaan ja antaa optimoinnin määrittää käsittelyalueet kullakin suunnittelujaksolla (Holmgren ja Thureson 1997, Lu ja Eriksson

2000). Tällöin kiinteärajainen kuviointi korvataan rasterilla, jonka jokaiselle solulle on määritetty metsikkötiedot. Rasterilta määritetään optimointia apuna käyttäen jaksoittain käsiteltävät alueet yhdistämällä vierekkäisiä rasterisoluja käsittelykuvioiksi. Yhdistäminen voi perustua esimerkiksi pyrkimykseen alentaa korjuukustannuksia hakkuita klusteroimalla (Holmgren ja Thureson 1997), metsäalueen pirstoutumisen pienentämiseen, tai pienialaisen vaihtelun tuottamiseen (Kurttila 2001a). Menetelmää soveltamalla voitaisiin saavuttaa huomattavia ekologisia ja taloudellisia etuja ja ehkäpä metsäsuunnittelun joustavuuskin lisääntyisi. Menetelmä voisi myös lisätä digitaalisen kuvantulkinnan hyödyntämistä yksityismetsien metsäsuunnittelussa ja pienentää maastotyövaiheen kustannuksia. Mahdollinen ongelma menetelmässä on optimointitehtävän suuri koko ja edes lähellä globaalia optimia olevan ratkaisun löytyminen. Tämä ongelma voidaan ehkä välttää jakamalla suunnitteluala limittäisiin osaluueisiin ja hakemalla ratkaisu osaluueittain (Hoganson ja Borges 1998).

Metsätalouden toisen kiinteän hierarkiatason muodostavat tilanrajat, jotka ovat määrättyneet hallinnollisin ja historiallin perustein. Tilanrajoihin liittyvät ongelmat ovat Suomessa pienten yksityismetsälöiden koon seurauksena ilmeiset. Tilanrajat eivät useinkaan noudata elinympäristöjen rajoja, metsäsuunnitelmat laaditaan ottamatta huomioon luonnollisia elinympäristöjen rajojen aiheuttamia spatiaalisia riippuvuussuhteita tilojen välillä ja metsien käsittelyt toteutetaan ilman vierekkäisten tilojen omistajien yhteistyötä. Lisäksi metsänomistajien tavoitteet saattavat muuttua ekologisesta näkökulmasta tiheään tahtiin. Vaikka yksityismetsänomistajien tavoitteet keskimäärin ovatkin muuttuneet ekologisia seikkoja suosivaan suuntaan, voi esimerkiksi tilalla tapahtuva sukupolvenvaihdos nostaa hakuumääriä huomattavasti. Tämä ei silti ole este laatia suunnitelmia pitkille ajanjaksoille. Se kuitenkin edellyttää, että suunnitelmat päivitetään ajoittain.

Jumppasen ym. (2002) tutkimus osoitti, että on perusteltua tarkastella samanaikaisesti metsänomistajien omille tiloilleen asettamia tavoitteita, tavoitteiden vaihtelua metsänomistajien välillä sekä koko suunnittelualuetta koskevia tavoitteita. Koordinoimalla metsänkäsittelytoimenpiteitä ja resurssien sijaintia yli tilanrajojen pystytään luomaan suurempia

resurssikeskittymiä kuin pelkillä tilatason toimenpiteillä. Lisäksi tilatason menetykset jäivät varsin pieniksi. Se, että osalla metsänomistajista tavoitteet liittyvät puuntuotannon lisäksi luonnon monimuotoisuuden vaalimiseen tai metsien virkistyskäyttöön, lisää mahdollisuuksia vaikuttaa alueen spatiaaliseen rakenteeseen. Puuntuotantoa vähemmän painottavien metsänomistajien tilat voivat tarjota luontevan kiinnekohdan esimerkiksi vanhojen metsien keskittymille (Kurttila 2001a). Tekniset edellytykset tämääntyyppiseen suunnitteluun ovat olemassa (Kurttila 2001a,b, Jumppanen ym. 2002, Pykäläinen ym. 2001), käytännön kokeiluja ja kokemuksia tarvittaisiin lisää.

Eliöiden esiintymistä ja runsautta selittävät ympäristötekijät ovat usein riippuvaisia tutkimuksessa käytetystä mittakaavasta, toisin sanoen, eri ympäristötekijät voivat vaikuttaa eliöihin eri mittakaavatasoilla (Jokimäki ja Huhta 1996). Tämä havainto korostaa monimittakaavaisen lähestymistavan merkitystä sekä eliöiden ympäristönvalinnan ja -käytön tutkimuksessa että metsäsuunnittelussa. Kumpikaan nykysuunnittelukäytännön mukaisista kiinteistä tarkastelutasoista ei välttämättä ole paras mahdollinen, jos tarkasteluun sisällytetään ekologisesti perusteltuja spatiaalisia tavoitteita. Tulevaisuudessa olisikin pyrittävä kehittämään sellaisia menetelmiä ja käytäntöjä, joiden avulla ihmisten ja lajien omaksumien hierarkiatasojen yhteensopimattomuudesta johtuvia ongelmia voitaisiin pienentää. Kyse on siten hierarkisten suunnittelumallien (Martell ym. 1996) kehittämisestä ja käytöstä suomalaisiin oloihin sopivalla tavalla.

Tässä katsauksessa esitellyt metsäsuunnittelumenetelmät hyödynsivät metsien dynamiikkaa sallimalla ekologisesti arvokkaiden kohteiden muuttua paikkaansa suunnittelukauden kuluessa. Aina ekologisen kohteen luonne ei tätä kuitenkaan salli, sillä osa ekologisesti arvokkaista kohteista on tiukasti paikkasidonnaisia esimerkiksi eliöiden paikkauskollisuudesta tai maaperän laadusta johtuen. Esimerkiksi Metsähallituksen alue-ekologisessa suunnittelussa on ollut tavoitteena edistää kuusivaltaisten metsien uhanalaisten lajien leviämistä (Karvonen 2000). Tämä on osaltaan ohjannut ekologisten käytävien perustamista harvoin palaneiden alavien kantojen ja korpjen purojenvarsille sekä monimuotoisuuden kannalta arvokkaille alueille. Käytävien

sijainti on yleensä määritetty kuviotietojen perusteella ilman optimointilaskelmia. Koska puronvarret usein muutenkin säästettäisiin hakkuutoimilta, on näiden kulonkiertämien hyödyntäminen ekologisina yhteyksinä myös taloudellisesti järkevää, sillä niistä ei aiheudu hakkuumenetyksiä. Mikäli ekologinen käytävä perustetaan tavalliseen talousmetsään, ei sen kiinnittämislle tiettyyn paikkaan ole tarvetta, vaan yhteyden paikka voisi olosuhteiden niin sallimassa muuttua. Käytävämetsien ympäristöjen uudistamiseen käytetäänkin erityisiä menetelmiä, esimerkiksi uudistamishakkuuta ei tehdä samanaikaisesti molemmiin puolin käytävää (Hallman ym. 1996). Ainakin näitä metsiä ajatellen Sessionsin (1992) ja Williamsin (1998) esittämät menetelmät olisivat käyttökelpoisia ja melko helposti sovellettavissa käytävien suunnitteluun. Tällöin taloudellisten kustannusten minimoinnin lisäksi voitaisiin varmistua siitä, että käytäväkuvioita uudistettaessa käytävä säilyy riittävän yhtenäisenä ja esimerkiksi uudistetun kuvion naapurikuviot voivat toimia käyttävänä. Tämä olisi myös suunnitteluopillisesti ja metsien monikäytön kannalta tehokasta.

Alueiden suojeleminen, elinympäristöjen koon kasvataminen ja ekologisten yhteyksien muodostaminen voi olla käytännössä hankalaa ja aiheuttaa tuntuvia puuntuotannollisia menetyksiä. Metsien dynamiikkaa ja monitavoitteisia ja monipuolisia suunnittelumenetelmiä hyödyntämällä metsäalueen konfiguraatiota voitaisiin ainakin joidenkin tutkimusten tulosten perusteella (Öhman ja Eriksson 1998, Jumppanen ym. 2002, Kurttila ym. 2002, Öhman 2001) parantaa varsin pienillä kustannuksilla puuntuotannossa. Luonnollisesti suunnittelun alueen metsien rakenne sekä käytettyjen tavoitteiden ehdottomuus vaikuttavat kustannusten määrään ja syntymisajankohtaan.

Ristiriitaisten ja vaihtelevien metsien käyttömuotojen yhteensovittaminen on haaste eri tasoilla toteutettavalle metsäsuunnittelulle: tarvitaan entistä monipuolisempaa numeerista metsien tuotantomahdollisuuksien kuvaamista sekä entistä joustavampia ja tehokkaampia optimointialgoritmeja. Numeeristen menetelmien soveltaminen käytännön metsäsuunnittelussa on myös haaste. Lisäksi suunnittelutyöhön soveltuvasta metsäalueekologisesta perustiedoistakin on yhä puutetta. Osaltaan tätä tiedon puutetta voidaan paikata käyttämällä erilaisia

asiantuntemukseen perustuvia suunnittelumenetelmiä (Store ja Kangas 2001). On myös muistettava, että optimointilaskelmat ovat vain yksi metsäsuunnittelun väline ja vaihe laajassa suunnitteluprosessissa. Optimointilaskelmissa käytettävät tavoite- ja rajoiteyhtälöt korostavat tavoiteanalyysin merkitystä. Myös optimoinnin tulosten selkeys ja havainnollistaminen on tärkeää: optimoinnin tulokset ovat melko hyödyttömiä, jos päätöksentekijä ei voi tai ei halua niitä ymmärtää. Irrallisten suunnittelun osien kehittämisen sijasta jatkossa tulisivat entistä enemmän korostaa suunnitteluprosessin kokonaisuuden hallintaa ja osien yhteensopivuuteen erilaisissa suunnittelutilanteissa (Kangas 2001c). Ekologisen ja metsätieteellisen tiedon monimittakaavainen yhdistäminen dynaamisessa metsämaisemassa luo tulevaisuuden tutkijoille sekä luonnonsuojelubiologiaa että metsäsuunnittelullisia haasteita.

Kirjallisuus

- Aarrevaara, M. 2000. Vaihtoehtoissaalishypoteesin testaus valtion metsien hakkuukohteilla Kittilässä. Lapin luonto-opiston tutkielma. 37 s. + 5 liitettä.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Julkaisussa: Hansson, L. (toim.). Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. Ecological Bulletins* 46: 171–181.
- Angelstam, P., Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. *Skog och Forskning* 93: 28–33.
- Bettinger, P., Boston, K. & Sessions, J. 1999. Combinatorial optimization of elk habitat effectiveness and timber harvest volume. *Environmental Modeling & Assessment* 4: 143–153.
- Borges, J.G. & Hoganson, H.M. 1999. Assessing the impact of management unit design and adjacency constraints on forest wide spatial constraints and timber revenues. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1764–1774.
- Chou, Y., Minnich, R.A., Salazae, L.A., Power, J.D. & Dezzani, R.J. 1990. Spatial autocorrelation of wildfire distribution in the Idyllwild quadrangle, San Jacinto Mountain, California. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 56: 1507–1513.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169–175.
- Edenius, L. & Elmberg, J. 1996. Landscape level effects of modern forestry on bird communities in North Swedish boreal forests. *Landscape Ecology* 11: 325–338.
- Eronen, P. 1996. Liito-oravan (*Pteromys volans*) elinympäristöt Etelä- ja Keski-Suomessa ja niiden riittävyys ja sopivuus lajille. *Julkaisussa: Liito-orava Suomessa. Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston raportteja* 8.
- Esseen, P.E. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation* 68: 19–28.
- Fernández-Juricic, E. & Jokimäki, J. 2001. An habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10: 2023–2043.
- Fries, C., Lindén, G. & Nillius, E. 1998. The Stream Model for ecological landscape planning in non-industrial private forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 370–378.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. & O'Neill, R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 19–28.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997. Corridors as conservation tools. *Julkaisussa: Hansson, L. (toim.). Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. Ecological Bulletins* 46: 182–190.
- Haila, Y. 1994. Metsän pirstoutuminen luonnonsuojellisenä ongelmana borealisissa havumetsävyöhykkeessä. *Julkaisussa: Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.). Metsätalouden ekologiset vaikutukset borealisissa havumetsissä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482: 59–68.
- 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. 47 s.
- Hanski, I. 1998. Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel *Pteromys volans*, in managed forests. *Wildlife Biology* 4: 33–46.
- & Gilpin, M.E. (toim.). 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics & evolution*. Academic Press, London. 512 p.
- , Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. *Ekologia*. WSOY. 580 s.
- Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. *Acta Universitatis Ouluensis A* 178, *Biologica* 26. 92 s.

- , Helle, T. & Lindén, H. 1994. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking sites in fragmented Finnish forest landscape. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 386–396.
- Hof, J.G. & Joyce, L.A., 1992. Spatial optimization for wildlife and timber in managed forest ecosystems. *Forest Science* 38(3): 489–508.
- Hoganson, H.M. & Borges, J.G. 1998. Using dynamic programming and overlapping subproblems to address adjacency in large harvest scheduling problems. *Forest Science* 44(4): 526–538.
- Holmgren, P. & Thuresson, T. 1997. Applying objectively estimated and spatially continuous forest parameters in tactical planning to obtain dynamic treatment units. *Forest Science* 43: 317–326.
- Huhta, E., Jokimäki, J. & Rahko, P. 1998. Distribution and reproduction 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. & Rahko, P. 1999. Breeding success of Pied Flycatchers in artificial forest edges: the effects of a suboptimally shaped foraging area. *Auk* 116: 528–535.
- 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.
- & Huhta, E. 2000a. Metsäalueiden pirstoutumisen vaikutukset eliöstöön – alue-ekologisen suunnittelun mahdollisuudet biodiversiteetin ylläpitämiseen suojele- ja talousmetsissä. Julkaisussa: Kangas, J., Kokko, A. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 7–14.
- & Huhta, E. 2000b. Alue-ekologinen suunnittelu tarvitsee tuekseen pitkäjännitteistä tutkimustoimintaa. Julkaisussa: Kangas, J., Kokko, A. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 99–104.
- & Kangas, J. 2001. Metsien ekologisesta kestävydestä. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 350–366.
- , Huhta, E., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000. Temporal variation of bird assemblages in moderately fragmented and less-fragmented boreal forest landscapes: A multi-scale approach. *EcoScience* 7: 256–266.
- Jumppanen, J., Kurttila, M., Pukkala, T. & Uutera, J. 2002. Spatial harvest scheduling approach for areas involving multiple ownership. *Forest Policy and Economics*. Painossa.
- Kangas, J. 2001a. Metsäsuunnittelu käyttömuotojen yhteensovittamisessa. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 256–270.
- 2001b. Metsän käyttömuotojen yhteensovittamisen perusteita. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 31–36.
- 2001c. Metsäsuunnittelun tutkimus- ja kehittämissaasteita. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 309–314.
- , Heino, E. & Sepponen, P. (toim.). 1997. Metsäsuunnittelun uudet tuulet. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman tutkimuspäivä Oulussa 10.12.1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 639.
- Karvonen, L. 2000. Alue-ekologinen suunnittelu Metsähallituksessa: käytäntöä ja kehittämistä. Julkaisussa: Kangas, J., Kokko, A. & Jokimäki, J. (toim.). Alue-ekologia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779: 71–87.
- Kokko, A., Kangas, J. & Jokimäki, J. (toim.). 2000. Alue-ekologia tutkimustuloksia ja suunnittelukokemuksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 779.
- Korhonen, K.-M. & Savonmäki, S. (toim.). 1997. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus, Helsinki.
- Kurki, S., Mykrä, S., Uutera, J. & Kurttila, M. 1998a. Alue-ekologinen tavoite metsäsuunnittelussa. *Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia* 3/1998: 452–456.
- , Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998b. Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67: 874–886.
- Kurttila, M. 2001a. Methods for integrating ecological objectives into landscape-level planning of non-industrial private forestry. Väitöskirja. Joensuun yliopisto, Metsätieteellisen tiedekunnan tiedonantoja 125.
- 2001b. The spatial structure of forests in the optimization calculations of forest planning – a landscape ecological perspective. *Forest Ecology and Management* 142: 127–140.
- , Pukkala, T. & Loikkanen, J. 2002. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. *Forest Ecology and Management*. Painossa.

- Kuusela, K. 1990. The dynamics of boreal coniferous forests. SITRA, Helsinki. 172 s.
- Lu, F. & Eriksson, L.-O. 2000. Formation of harvest units with genetic algorithms. *Forest Ecology and Management* 130: 57–67.
- Martell, D.L., Davis, L.S. & Weintraub, A. (toim.). 1996. Proceedings of a workshop on Hierarchical approaches to forest management in public and private organizations. Petawawa National Forestry Inst. Canadian Forest Service, Information Report PI-X-124. 165 s.
- Meriluoto, M. 1995. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Tunnistaminen ja hoitosuosituksia. Metsäkeskus Tapion julkaisu 12/1995. 32 s.
- Mykrä, S., Kurki, S. & Nikula, A. 2000. The spacing of mature forest habitat in relation to species-specific scales in managed boreal forests in NE Finland. *Annales Zoologici Fennici* 37: 79–91.
- Mämmilä, J. 1998. Maatekopesäköe hakkuiden säästökohteissa Metsähallituksen metsissä Kittilässä. Rovaniemen metsäoppilaitoksen tutkielma. 58 s. + 6 liitettä.
- Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1998. Ekologiset käytävät alue-ekologisen metsäsuunnittelun välineenä. Julkaisussa: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.). Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685: 39–48.
- , Reunanen, P., Nikula, A., Inkeriöinen, J. & Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. *Ecography* 20: 634–642.
- Nikula, A. & Store, R. 2001. Paikkatietomenetelmät metsäsuunnittelun tukena. Julkaisussa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 278–289.
- Pukkala, T. 2000. MONSU metsäsuunnitteluohjelma. Ohjelmiston toiminta ja käyttö.
- & Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest planning and decision making. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 560–570.
- , 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: 417–429.
- Pykäläinen, J., Pukkala, T. & Kangas, J. 2001. Alternative priority models for forest planning on the landscape level involving multiple ownership. *Forest Policy and Economics* 2: 293–306.
- Raivio, S. 1992. Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance quantitative data and adequate scaling. Väitöskirja. Eläintieteen laitos, Helsingin yliopisto. 11 s. + liiteartikkelit.
- Reunanen, P. & Nikula, A. 1998. Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A:93.
- , Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000. Managing boreal forest landscapes for flying squirrels. *Conservation Biology* 14: 218–226.
- Sessions, J. 1992. Solving for habitat connections as a Steiner network problem. *Forest Science* 38: 203–207.
- Store, R. & Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning* 55: 79–93.
- & Nikula, A. 1998. Paikkatietojärjestelmät alue-ekologisessa suunnittelussa ja tutkimuksessa. *Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia* 3/1998: 470–475.
- Virkkala, R. 1990. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous landscape. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos. 94 s.
- Väisänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica* 17: 282–292.
- Wardoyo, W. & Jordan, G.A. 1996. Measuring and assessing management of forested landscapes. *Forestry Chronicle* 72: 639–645.
- Williams, J.C. 1998. Delineating protected wildlife corridors with multi-objective programming. *Environmental Modeling and Assessment* 3: 77–86.
- Öhman, K. 2000. Creating continuous areas of old forest in long-term forest planning. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1817–1823.
- 2001. Forest planning with consideration to spatial relationships. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. *Silvestria* 198.
- & Eriksson, L.O. 1998. The core area concept in forming contiguous areas for long-term forest planning. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1032–1039.

71 viitettä