

Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 99

Metsien monimuotoisuuden arviointi

Osa 2: Metsäalue

Paula Siitonen ja Antti Lehtinen



METSÄHALLITUS
Luonnonsuojelu

*Paula Siitonen
Suomen ympäristökeskus
Luonto- ja maankäyttöyksikkö
PL 140
00251 Helsinki
puh. (09) 4030 0713
0400 993 826
paula.siitonen@vyh.fi*

*Antti Lehtinen
Ritac Oy
Luoteisväylä 25 B
00200 Helsinki
puh. (09) 781 900
antti.lehtinen@hkkk.fi*

*Julkaisun sisällöstä vastaavat tekijät,
eikä julkaisuun voida vedota
Metsähallituksen virallisena
kannanottona.*

*ISSN 1235-6549
ISBN 952-446-142-0*

*Oy Edita Ab
Helsinki 1999*

Kansikuva: Kainuulaista metsämaisemaa. Veli-Matti Väänänen.



© Metsähallitus 1999

KUVAILULEHTI

Julkaisija
Metsähallitus

Julkaisun päivämäärä
30.8.1999

Tekijät (toimielimestä: toimielimen nimi, puheenjohtaja, sihteeri)		Julkaisun laji	
Paula Siitonen ja Antti Lehtinen		Tutkimus	
		Toimeksiantaja	
		Metsähallitus	
		Toimielimen asettamispv	
Julkaisun nimi			
Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 2: Metsäalue			
Julkaisun osat			
<p>Tiivistelmä</p> <p>Tutkimuksen tavoitteena oli kehittää alueellisia indikaattoreita yksittäisten metsälaikkujen, pirstoutuneiden elinympäristöjen ja erilaisista metsälaikuista koostuvan alueen luonnonsuojellisen merkityksen arviointia varten. Indikaattoreiden valintaa varten tutkittiin uudistuskypsien tuoreiden kangasmetsien pirstoutuneisuutta Kuhmon (noin 30 000 hehtaaria) ja Lohikosken (noin 8 000 hehtaaria) tutkimusalueilla. Kuhmon 302:n ja Lohikosken 121 uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän laikun kokoon, muotoon, laikkujen välisiin etäisyyksiin ja ydin-reunasuhteeseen liittyvät alueelliset ominaispiirteet laskettiin ArcInfo paikkatietojärjestelmällä. Eristyneisyyden mittaamista varten kehitetyllä isolaatiomallilla laskettiin eri etäisyysvyöhykkeillä toisiinsa yhdistyvien laikkuryhmien lukumäärää, pinta-alaa sekä laikkuryhmiin kuuluvien metsälaikkujen lukumäärä ja pinta-alojen jakaamaa kuvaavia tunnuslukuja. Metsälaikkujen ydinalueen ja reunavyöhykkeen suhde laskettiin <i>ydinmallilla</i>, jossa reunan leveys on kaksi kertaa metsälaikun puuston valtakorkeus sekä <i>reunamallilla</i>, jossa reunan leveys on kaksi kertaa metsälaikun ja siihen rajautuvien metsien valtapuustojen korkeuksien itseisarvo. Ydinmallissa ydinalueen pinta-alaan vaikuttavat laikun koko, muoto ja puuston korkeus, reunamallissa lisäksi metsälaikkuun rajautuvien metsien korkeus.</p> <p>Tulosten perusteella uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän laikut olivat Lohikoskella pienempiä ja eristyneempiä kuin Kuhmassa. Kuhmon metsälaikuista alle hehtaarin suuruisia oli 20 % ja yli 30 hehtaarin suuruisia 7 %. Lohikoskella vastaavat luvut olivat 40 % ja 2 %. Kun esimerkiksi alle 100 metrin etäisyydellä toisistaan sijaitsevat metsälaikut yhdistettiin ryhmiksi, väheni erillisten laikkuryhmien määrää Kuhmassa 16.5 % ja Lohikoskella 40.5 % alkuperäisestä metsälaikkujen määrästä.</p> <p>Uudistuskypsiin tuoreisiin kangasmetsiin rajautuvien metsiköiden käsittely vaikutti tulosten perusteella huomattavasti ydinalueen pinta-alaan. Reunamallilla laskettu ydinalueen osuus oli Kuhmassa 32 % ja Lohikoskella 25 % suurempi kuin ydinmallilla laskettu. Ydinaluetta oli enemmän suurissa ja muodoltaan ympyrää muistuttavissa laikuissa kuin pienissä ja epäsäännöllisen muotoisissa laikuissa. Muoto vaikutti eniten pienten laikkujen ydinalueen osuuteen.</p> <p>Metsälaikun ja ydinalueen pinta-ala, ydinalueen osuus, reuna- ja ydinmallilla mitatun ydinalueen pinta-alan erotus sekä laikkuryhmien ja toisiinsa yhdistyvien laikkujen määrän ja pinta-alan muutokset eri etäisyyksillä soveltuvat indikaattoreiksi arvioitaessa elinympäristön pirstoutuneisuutta. Indikaattoreita voidaan käyttää esimerkiksi yksittäisten metsien ja suojeilverkostojen arvioinnissa, hakkuiden suunnittelussa sekä suojelelun tavoitteiden asettelussa osana alue-ekologista suunnittelua.</p>			
Avainsanat			
pirstoutuminen, reunavaikutus, isolaatio, alue-ekologia, maisemaekologia, monimuotoisuuden arviointi, metsäsuunnittelu, luonnonsuojelun suunnittelu			
Muut tiedot			
Tutkimus on osa Metsien monimuotoisuuden mittausmenetelmät -yhteistutkimushanketta, joka aloitettiin vuonna 1993 Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä.			
Sarjan nimi ja numero		ISSN	ISBN
Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 99		1235-6549	952-446-142-0
Kokonaissivumäärä	Kieli	Hinta	Luottamuksellisuus
47	suomi	60,-	julkinen
Jakaja		Kustantaja	
Metsähallitus, luonnonsuojelu		Metsähallitus	

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare
Forststyrelsen

Utgivningsdatum
30.8.1999

<p>Författare (uppgifter om organet, organets namn, ordförande, sekreterare)</p> <p>Paula Siitonen och Antti Lehtinen</p>	<p>Typ av publikation Undersökning</p> <p>Uppdragsgivare Forststyrelsen</p> <p>Datum för tillsättandet av organet</p>	
<p>Publikation</p> <p>Utvärdering av mångfalden i skogarna. Del 2: Skogsområde</p>		
<p>Publikationens delar</p>		
<p>Referat</p> <p>Syftet med undersökningen var att utveckla regionala indikatorer för utvärdering av den betydelse en region som strukturellt består av enstaka fläckar av skog av delvis olika karaktär och av splittrade livsmiljöer eventuellt kan ha i naturskyddsavseende. I och för valet av indikatorer undersöktes splittringsgraden i förnyelse mogen skog på frisk mo i Kuhmo (omkring 30 000 hektar) och Lohikoski (omkring 8 000 hektar) forskningsrevir. Med hjälp av det geografiska informationssystemet Arcinfo och utgående från storlek, form, avstånd sinsemellan och relationen kärnområde-kantzon bedömdes de regionala särdragen för 302 förnyelse mogna skogsfläckar på frisk mo i Kuhmo och 121 motsvarande fläckar i Lohikoski. Med hjälp av en för mätning av avskildheten utvecklad isolationsmodell beräknades antalet och arealen för grupper av fläckar som förenades med varandra inom olika avståndszoner, samt utformades karaktäristika som beskrev fördelningen av antal och areal för fläckar som ingick i respektive grupp av fläckar. Skogsfläckarnas relation till kärnområdet och till kantzonen bedömdes med hjälp av en kärnmodell, i vilken kantens bredd är två gånger övre höjden på fläcken ifråga, samt en kantmodell, i vilken kantens bredd är två gånger det absoluta värdet för övre höjden i det dominerande beståndet på skogsfläcken och övre höjden i de angränsande skogarna. I kärnmodellen påverkas kärnområdets areal av fläckens storlek, form och höjd, i kantmodellen därtill av höjden i de till fläcken angränsande skogarna.</p> <p>Enligt resultatet av undersökningarna var fläckarna av förnyelse mogen skog på frisk mo mindre och mera isolerade i Lohikoski än i Kuhmo. Av skogsfläckarna i Kuhmo hade 20 % en storlek på under en hektar och 7 % av fläckarna var över 30 hektar stora. Motsvarande siffror i Lohikoski var 40% respektive 2 %. När t.ex. skogsfläckar på under 100 meters avstånd från varandra förenades till en grupp minskade antalet separata grupper av fläckar från det ursprungliga antalet skogsfläckar med 16,5 % i Kuhmo och 40,5 % i Lohikoski.</p> <p>Behandlingen av bestånd som gränsade till de förnyelse mogna skogarna på frisk mo inverkade enligt resultaten avsevärt på kärnområdets areal. Beräknad enligt kantmodellen var kärnområdets andel i Kuhmo 32 % och i Lohikoski 25 % större än när det beräknades enligt kärnmodellen. Kärnområdet var större inom stora och mera cirkelformade fläckar än inom små och oregelbundna fläckar. Mest inverkade formen på andelen kärnområde på de små fläckarna.</p> <p>Vid utvärdering av livsmiljöns splittringsgrad lämpar sig skogsfläckens och kärnområdets areal, andelen kärnområde, skillnaden i areal för kärnområdet vid mätning med hjälp av kant- och med kärnmodell samt förändringarna i antal och areal för grupperna av fläckar och fläckar som förenas med varandra vid olika avstånd. Indikatorerna kan användas t.ex. vid bedömning av enskilda skogar och skyddsnet, vid planering av avverkningar samt vid uppställning av mål för skyddet i samband med den ekologiska landskapsplaneringen.</p>		
<p>Nyckelord</p> <p>splittring, kanteffekter, isolation, regional ekologi, landskapsekologi, utvärdering av mångfald, skogsbruksplanering, planering av naturskydd</p>		
<p>Övriga uppgifter</p> <p>Undersökningen utgör en del av samprojektet Metoder för mätning av mångfalden i skogarna, som inleddes år 1993 som ett samarbete mellan Forststyrelsen och Finlands miljöcentral.</p>		
<p>Seriens namn och nummer</p> <p>Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 99</p>	<p>ISSN</p> <p>1235-6549</p>	<p>ISBN</p> <p>952-446-142-0</p>
<p>Sidoantal</p> <p>47</p>	<p>Språk</p> <p>finska</p>	<p>Pris</p> <p>60,-</p> <p>Sekretessgrad</p> <p>offentlig</p>
<p>Distribution</p> <p>Forststyrelsen, naturskydd</p>	<p>Förlag</p> <p>Forststyrelsen</p>	

DOCUMENTATION PAGE

Published by
Metsähallitus – Forest and Park Service

Date of publication
30.8.1999

Author(s) Paula Siitonen and Antti Lehtinen	Type of publication Study	
	Commissioned by Forest and Park Service	
	Date of assignment / Date of the research contract	
Title of publication Assessment of Forest Biodiversity. Part 2: Indicators for the Assessment of Fragmentation and Edge Effect		
Parts of publication		
Abstract <p>The aim of the study was to develop landscape-scale indicators for the assessment of the conservation value of single forest patches, fragmented habitat patterns and the whole forest mosaic consisting of different types of forest patches. For the selection of the indicators, fragmentation of old boreal spruce-dominated forests was studied in Kuhmo (ca 30 000 hectares) and Lohikoski (ca 10 000 hectares) areas in eastern Finland. The geographical characteristics related to the size, shape, inter-fragment distance and edge-core area relationships of 302 fragments in Kuhmo and 121 fragments in Lohikoski were calculated using the ArcInfo GIS system. The results show that the fragments are smaller and more isolated in Lohikoski than in Kuhmo. In Kuhmo 20 % of the fragments are smaller than 1 ha and 7 % larger than 30 ha in size. In Lohikoski 41 % of the fragments are smaller than 1 ha and only 2 % larger than 30 ha. The management of the adjacent forests greatly affects the size and the proportion of the core area of the fragments. The core area was calculated with the <i>core model</i> using 2 x the height of the forest in the fragment as the width of the edge zone. In the <i>edge model</i> the width of the edge zone was 2 x the difference of the height between the old forest fragment and the adjacent habitats. The proportion of the core area calculated with the <i>edge model</i> was 25 % larger in Lohikoski and 32 % larger in Kuhmo than the proportion of the core area calculated by the <i>core model</i>.</p> <p>On landscape scale, the difference between the core areas calculated with these two models indicates the effect of forest management – or conservation – on the proportion of the core area of different habitats. The forest fragments were closer to each other in Kuhmo than in Lohikoski. As the fragments that were located less than 100 meters apart from each other were connected in groups, the number of separate fragment groups diminished to 40.5 % of the amount of the original fragments in Lohikoski and 16.5 % in Kuhmo.</p> <p>The fragment size, size and proportion of the core area, the difference between two core area measures, the changes in the number of separate forest groups and the area connected in different inter-fragment distances can be used as indicators in the assessment of the ecological efficiency and representativeness of landscape ecological plans and protected area network. In landscape ecological planning the indicators can be used as the criteria when setting conservation goals. Landscape-scale indicators can be used even for the assessment of the landscape-scale effects of the management of single forest fragments.</p>		
Keywords boreal forest, fragmentation, GIS, landscape ecology, edge effect, isolation, biodiversity assessment		
Other information The study is a part of "The method for the assessment of the forest biodiversity" project, which is a joint effort of the Metsähallitus – Forest and Park Service and the Finnish Environment Institute.		
Series (key title and no.) Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 99	ISSN 1235-6549	ISBN 952-446-142-0
Pages 47	Language Finnish	Price 60,- FIM
Confidentiality Public	Distributed by Forest and Park Service, Natural Heritage Services	
		Publisher Forest and Park Service



SISÄLLYS

1	JOHDANTO.....	9
1.1	Tausta ja tavoitteet.....	9
1.2	Monimuotoisuuden mittausmenetelmät -tutkimushanke	10
2	EKOLOGISET PERUSTEET	11
2.1	Luonnonmetsän dynamiikka.....	12
2.2	Pirstoutumisen ekologinen merkitys.....	13
2.3	Reunavaikutuksen ekologinen merkitys.....	16
3	TUTKIMUSAINEISTO.....	19
3.1	Tutkimusalueet ja aineistot	19
4	ANALYYSIMENETELMÄT	20
4.1	Isolaatioanalyysi	20
4.2	Ydin-reunavyöhyke-analyysi	21
5	TULOKSET	23
5.1	Isolaatioanalyysi	23
5.2	Ydin-reunavyöhyke-analyysi	29
6	TULOSTEN TARKASTELU JA JOHTOPÄÄTÖKSET	35
6.1	Tutkimusalueiden edustavuus	35
6.2	Vanhojen ja uudistuskypsien metsien pirstoutuneisuus Kuhmossa ja Lohikoskella	35
6.2.1	Metsälaikun koko	35
6.2.2	Ydinalueen osuus ja pinta-ala	36
6.2.3	Metsälaikkujen väliset etäisyydet.....	37
6.2.4	Ekologiset yhteydet.....	38
6.3	Alueelliset indikaattorit	39
6.4	Indikaattoreiden käyttö monimuotoisuuden arvioinnissa ja alue- ekologisessa suunnittelussa	41
6.5	Jatkotutkimukset.....	42
	LÄHTEET.....	43



1 JOHDANTO

1.1 Tausta ja tavoitteet

Monimuotoisuuden ylläpitäminen on metsien käytön ja suojelun keskeinen tavoite (Metsälaki 1996). Nykyiset suojelualueet kattavat vain pienen osan Suomen metsäpinta-alasta, eivätkä ne yksin riitä säilyttämään metsäekosysteemin biologista monimuotoisuutta sen kaikilla eri tasoilla (Virkkala 1996). Monimuotoisuuden säilyminen edellyttää luonnonmetsille tunnusomaisten rakenteiden ja prosessien ylläpitämistä myös talousmetsissä. Jos suojelualueverkosto ja talousmetsien käsittely suunnitellaan toisiaan tukeviksi esimerkiksi alue-ekologisella suunnittelulla, saadaan monimuotoisuutta suojeltua tehokkaasti.

Alue-ekologisen suunnittelun tavoitteena on suunnata talousmetsien käsittely tukemaan suojelualueverkostoa siten, että alueella luontaisesti esiintyvien metsälajien populaatiot säilyisivät pitkällä aikajänteellä. Suomessa alue-ekologinen suunnittelu käynnistettiin vuonna 1994 Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä. Alue-ekologisessa metsäsuunnittelussa tarkastellaan talousmetsien ja suojelualueiden muodostamaa noin 10 000–100 000 hehtaarin laajuista kokonaisuutta (Hallman ym. 1996). Suojelualueita ja muita toisistaan eristyneitä arvokkaita luontokohteita yhdistetään toisiinsa mm. lajien leviämisen helpottamiseksi. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelupäätöksessä (Valtioneuvoston periaatepäätös 7.12.1996) veloitetaan säilyttämään suojelun ulkopuolelle jäävien inventointikohteiden luontoarvot alue-ekologisella suunnittelulla.

Alue-ekologiseen suunnitteluun tarvittava ekologinen tietämys on kuitenkin puutteellista. Suunnittelua varten tarvitaan lisätietoa metsälajien populaatiodynamiikasta ja niihin vaikuttavista prosesseista pirstoutuneissa elinympäristöissä. Alue-ekologisen suunnittelun kannalta keskeisiä kysymyksiä ovat mm. pirstoutumishistorian, erilaisten elinympäristöjen kokonaispinta-alan sekä metsälaikkujen koon, muodon, laadun ja sijainnin merkitys suojelualueverkoston ja talousmetsien muodostaman kokonaisuuden kyvyllä ylläpitää elinkelpoisia populaatioita metsäympäristöissä (Saunders ym 1991, Harris 1984, Mladenoff ym 1994, Hansson 1997, Hanski & Gilpin 1997). Erityisesti askelkivien, suojavyöhykkeiden ja reunavaikutuksen todellisesta merkityksestä lajeille boreaalisessa metsäekosysteemissä ei ole juuri lainkaan empiiriseen tutkimukseen perustuvaa tietoa (Hansson 1992, 1997). Uusimman tutkimustiedon soveltamiseksi metsän käsittelyssä sekä suojelualueiden ja ennallistamisen suunnittelussa tarvitaan käytännön työvälineitä, joilla voidaan arvioida ja vertailla yksittäisten metsälaikkujen ja laajojen metsämosaiikkien luonnonsuojelullista arvoa (Noss 1990).

1.2 Monimuotoisuuden mittausmenetelmät -tutkimushanke

Monimuotoisuuden mittausmenetelmät -tutkimushanke käynnistyi vuonna 1993 Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä. Tutkimuksen tavoitteena oli kehittää ekologiseen tutkimustietoon perustuvia käytännön työvälineitä metsäluonnon monimuotoisuuden arviointia ja seuranta varten. Tarkoituksena oli kehittää indikaattoreita ja menetelmiä, joilla voidaan arvioida metsiköiden luonnonsuojelubiologian arvoa sekä erillisinä luontokohteina että osana laadultaan, kooltaan, muodoltaan ja sijainniltaan vaihtelevien metsälaikkujen muodostamaa kokonaisuutta. Käytännön tavoitteena oli monipuolinen paikkatietojärjestelmien ja maastokartoitusten yhteiskäyttöön perustuva menetelmä, jota voidaan käyttää työvälineenä esimerkiksi alue-ekologisessa metsäsuunnittelussa ja luonnonsuojelun tavoitteiden asettelussa.

Tutkimusraportin ensimmäisessä osassa (Siitonen 1999) valittiin indikaattoreita ja kehitettiin menetelmiä, joilla voidaan arvioida erillisten metsälaikkujen monimuotoisuutta niiden sisäisen rakenteen ja lajiston perusteella. Indikaattorien valintaa varten tutkittiin samanaikaisesti usean eliöryhmän lajiston monimuotoisuuden sekä elollisen ja elottoman luonnon rakennepiirteiden yhteisvaihtelua. Kvantitatiivista, useita eliöryhmiä kattavaa aineistoa käytettiin lisäksi monimuotoisuuden arviointia varten kehitettyjen pisteytysmenetelmien (mm. optimointialgoritmien) vertailussa ja käyttömahdollisuuksien arvioinnissa.

Tässä tutkimusraportissa kuvataan paikkatietoavusteisia indikaattoreita, joilla voidaan arvioida yksittäisen metsälaikun ekologian merkitystä osana laajaa metsäaluetta sekä metsämosaiikin monimuotoisuutta. Tavoitteena oli kehittää erityisesti elinympäristön pirstoutuneisuutta – kuten elinympäristölaikkujen eristyneisyyttä, yhdistyvyyttä, reuna-ydinsuhdetta ja laikkujen kokojakaumaa – kuvaavia indikaattoreita. Indikaattoreita tarvitaan käytännön metsätalouden ja luonnonsuojelun suunnittelussa muun muassa eri suunnitelmavaihtoehtojen vertailussa, metsämosaiikin ajallisten muutosten seurannassa, luonnonsuojelun tavoitteiden asettelussa ja tuloksellisuuden arvioinnissa. Alueellisia indikaattoreita voidaan käyttää yksittäisten kuvien pisteytyksessä samaan tapaan kuin kuvion sisäistä rakennetta kuvaavia tunnuksia.

Monimuotoisuuden arviointimenetelmän ja MoniWin-ohjelman kuvaus julkaistaan Metsähallituksen metsätalouden julkaisusarjassa (Siitonen & Tanskanen 1999). Menetelmällä voidaan pisteyttää ja vertailla kohteita hyvin monipuolisesti mm. lajiston, indikaattorilajien, metsän sisäistä rakennetta kuvaavien indikaattorien sekä metsälaikun alueellista arvoa kuvaavien paikkatietojärjestelmällä laskettujen tunnusten perusteella. Menetelmään sisältyvillä optimointialgoritmeilla ja muilla pisteytysmenetelmillä voidaan luonnonsuojelulle ja metsien käytölle asettaa vaihtoehtoisia kehittämistavoitteita sekä etsiä kohdejoukkoja, joilla asetetut tavoitteet saavutetaan tehokkaasti. Menetelmä soveltuu muun muassa luonnonsuojeluverkoston arviointiin ja alue-ekologiseen suunnitteluun. Menetelmän käyttöä varten kehitetty MoniWin-ohjelma linkitettiin Metsähallituksen

paikkatietojärjestelmään vuonna 1997. Ohjelmaa käytetään osana alue-ekologista metsäsuunnittelua. Vaikka menetelmä on tehty Metsähallitusta varten, sitä voidaan soveltaa myös metsäyhtiöiden ja yksityisten maanomistajien metsien käytön suunnittelussa. Ekologisen tutkimustiedon karttuessa menetelmää voidaan päivittää uusilla muuttujilla ja painokertoimilla.

Monimuotoisuuden mittaamenetelmät -projektin päätutkija on Paula Siitonen. Tutkimusaineistona käytetyt metsätalouden kuviotiedot käännettiin Metsähallituksen paikkatietojärjestelmästä Mapinfoon osittain Metsähallituksen Kuopion ja Oulun yksiköissä. Tmi Antti Tanskanen, Tmi Antti Lehtinen ja Karttatiimi Oy käänäsivät ja esikäsittelivät tässä julkaisussa käytetyn aineiston. Antti Lehtinen teki isolaatio- ja reunavaikutusanalyysit.

2 EKOLOGISET PERUSTEET

Alue-ekologia tarkastelee elinympäristöjen, lajien ja muiden rakenteellisten tekijöiden alueellista vaihtelua, näiden välisiä prosesseja sekä elinympäristömosaiikin, lajien ja prosessien ajallisia muutoksia (Forman 1995). Metsäalueen monimuotoisuuden arvioinnissa voidaan samalla periaatteella erottaa toisistaan rakenteellisen, toiminnallisen ja ajallisen vaihtelun arviointi (Noss 1990). Alueellisella tasolla (landscape level) rakenteellista monimuotoisuutta ovat esimerkiksi eri elinympäristötyyppien kokonaispinta-alan, metsälaikkujen koon, muodon ja sijainnin vaihtelu, toiminnallista metsälaikuissa etenevien prosessien kuten metsäpalojen intensiteetin vaihtelu ja ajallista metsämosaiikin ja siinä vaikuttavien prosessien ajallinen muuttuminen. Elinympäristöissä tapahtuvat muutokset vaikuttavat osaltaan niissä elävien eliöpopulaatioiden rakenteeseen, lajien leviämismahdollisuuksiin ja populaatioiden ajallisiin muutoksiin (Noss 1990, Angelstam & Pettersson 1997).

Monimuotoisuuden arviointi ja indikaattorien valinta kytkeytyvät kiinteästi suojelun ja metsien käytön tavoitteisiin (Angelstam 1997). Tavoitteiden asettamisessa tarkastellaan käytännössä nykytilan ja halutun tilanteen välistä suhdetta. Tavoitteiden asettamista varten tarvitaan tietoa siitä, kuinka nykytila ja tavoite-tila poikkeavat toisistaan ja millä aikajänteellä halutut muutokset saadaan aikaiseksi. Käytännön suunnittelua varten pitkän tähtäimen tavoitteet pilkotaan yleensä lyhyen aikavälin tavoitteisiin, joiden toteutumista on helpompi seurata. Luonnonsuojelun pitkän aikajänteiden tavoitteena voi olla esimerkiksi ylläpitää jollakin alueella tiettyjen lajien elinkelpoisia populaatioita. Tätä varten tarvitaan esimerkiksi tietty määrä tietyllä tavalla jakaantuneita vanhoja metsiä, lehtipuuvaltaisia metsiä ja muita elinympäristöjä. Jos näitä elinympäristöjä ei ole riittävästi jäljellä, voidaan niiden ennallistettavalle pinta-alalle ja hyväksyttävälle pirstoutuneisuusasteelle asettaa pitkän tähtäimen tavoite ja lyhyen tähtäimen välitavoitteita. Indikaattoreiden avulla voidaan arvioida tavoitteiden toteutusta ja tarkentaa niitä tarpeen mukaan. Indikaattoreita voivat olla esimerkiksi erilaisen metsien osuus ja pirstoutuneisuusaste.

Alue-ekologisen suunnittelun näkökulmasta metsäalue koostuu elinympäristötyyppien muodostamista laikuista, näiden välisistä ekologisista yhteyksistä sekä ympäröivien muiden elinympäristöjen muodostamasta matriisista (Angelstam & Pettersson 1997). Käytännön suunnittelussa ja tavoitteiden asettelussa pyritään yleensä sekä jäljittelemään luonnonmetsän dynamiikan tuloksena syntyviä elinympäristöjä ja prosesseja (alue-ekologinen lähestymistapa) että ylläpitämään alueelle tunnusomaisten lajien elinkelpoisia populaatioita (populaatioekologinen lähestymistapa) (Haila ym. 1994).

2.1 Luonnonmetsän dynamiikka

Borealisella vyöhykkeellä tuli on tärkein metsän luontaista uudistumista säätelevä tekijä (Angelstam 1997). Kulojen intensiteetti ja laajuus sekä esiintymistiheys vaihtelevat luonnonmetsässä huomattavasti. Vaihtelu riippuu mm. maaperän kosteudesta, maaston muodoista ja tuulioloista. Useimmiten palavat kuivimmat mäntykankaat, harvimminkin kosteat painanteet ja soiden tai vesien ympäröimät saarekkeet (Zackrisson 1977). Harvimminkin palaneita alueita kutsutaan kulonkiertämiksi. Niillä metsä uudistuu mm. pienialaisen aukkodynamiikan tai myrskytuhojen kautta (Rülcker ym. 1994, Rosenberg & Rülcker 1993). Tulen, hyönteis- ja sienituhojen, myrskyjen ja tulvien vaikutuksesta luonnonmetsä on erikokoisten, muotoisten ja laatuisten metsikkölaikkujen muodostama dynaaminen mosaikki (Hansson 1992 ja 1997, Engelmark 1987, Syrjänen ym. 1994).

Pitkään jatkunut kaskeaminen ja sitä seurannut metsäpalojen sammuttaminen ovat muuttaneet metsän palodynamiikkaa. Metsätalouden luoma kuviomosaiikki poikkeaa huomattavasti kulojen laikuttamasta luonnonmetsästä. Luonnonkulojen ja myrskyjen luomien aukkojen koko ja muoto vaihtelevat huomattavasti enemmän kuin uudistusalojen. Luonnonaukoille jää vaihtelevia määriä palamattomia puuryhmiä sekä runsaasti palanutta ja kuolevaa puuainesta. Luonnonmetsässä erilaisten metsiköiden ja soiden reunat ovat yleensä pehmeämpiä kuin metsätalouden maisemassa (Hansson 1992, Engelmark ym. 1993, Mladenoff ym. 1993, Mladenoff ym. 1994, Tolvanen 1997).

Luonnonmetsän dynamiikan jäljittely on yksi kestävän metsätalouden lähtökohdista. Sitä käytetään muun muassa Ruotsissa alue-ekologisessa suunnittelussa ja metsien käytön luonnonsuojelullisten tavoitteiden asettelussa (SOU 1997). Ruotsissa kehitetyssä ASIO-mallissa metsät on jaettu luontaisen uudistumistavan, erityisesti metsäpalojen todennäköisyyden, perusteella neljään ryhmään. Luokittelu perustuu lähinnä maaperän kosteusoloihin ja kasvillisuuteen (Rosenberg & Rülcker 1993). Harvimminkin palaneet kulonkiertämät (A ja S) tulisi jättää käsittelyn ulkopuolelle, koska niissä metsä uudistuu luontaisesti lähinnä pienialaisen aukkodynamiikan kautta. Kohtalaisen usein palaneet metsät voidaan käsitellä mallin mukaan nykyisten metsänkäsitteilyohjeiden perusteella. Useimmin palaneisiin kuiviin metsiin tulisi jättää ylispuita ja niiden uudistamisessa tulisi suosia kulotusta.

ASIO-mallia on kritisoitu, koska sen taustalla on vain vähän empiiristä tutkimustietoa. Sitä voidaan kuitenkin soveltaa alue-ekologisessa suunnittelussa muun tiedon ohella. Ruotsissa mallia sovelletaan myös luonnonsuojelun pitkän ja lyhyen tähtäimen tavoitteiden asettelussa (SOU 1997, Angelstam & Pettersson 1997, Angelstam 1997).

2.2 Pirstoutumisen ekologinen merkitys

Metsätalouden vaikutuksesta monet aikaisemmin yhtenäisemmät elinympäristöt – kuten vanhat luonnonmetsät, lehtipuuvaltaiset metsät, lahopuu ja palanut puuaines – ovat jakaantuneet entistä pienemmiksi ja toisistaan kauempana sijaitseviksi laikuiksi (Saunders ym. 1991, Virkkala 1996, Hansson 1997). Pirstoutumisen vaikutukset voidaan jakaa elinympäristön kokonaispinta-alan pienenemiseen, yksittäisten elinympäristölaikkujen koon pienenemiseen ja laikkujen välisen etäisyyden kasvuun sekä elinympäristölaikkujen muuttumiseen ympäröivien muiden elinympäristöjen vaikutuksesta (Haila 1994). Pirstoutuminen voi olla sekä alueellista että ajallista. Ensimmäinen tarkoittaa esimerkiksi palanutta puuta sisältävien metsien välisen etäisyyden kasvua, jälkimmäinen samalla alueella esiintyvien metsäpalojen välisen ajan pitenemistä esimerkiksi metsäpalojen sammuttamisen vuoksi.

Elinympäristölaikkujen välisen etäisyyden kasvaessa vaikeutuu yksilöiden liikkuminen laikusta toiseen, jolloin niissä elävät populaatiot eristyvät (isoituvat) toisistaan. Pienet eristyneet elinympäristölaikut pystyvät ylläpitämään vain pieniä populaatioita, jotka tuhoutuvat helposti satunnaisesta syystä (Hanski & Gilpin 1997) (kuva 1).

Monien lajien populaatiot koostuvat luonnontilassakin toisiinsa muuttoliikkeen välityksellä yhteydessä olevista paikallispopulaatioista. Tällaista paikallispopulaatioiden joukkoa kutsutaan metapopulaatioksi (Levins 1969, Hanski & Gilpin 1997). Laji ei välttämättä asuta kaikkia sille soveliaita elinympäristölaikkuja samanaikaisesti. Metapopulaatio on tasapainossa, kun paikallisia populaatioita tuhoutuu ja syntyy yhtä paljon. Koska pienissä elinympäristölaikuissa elää pieniä populaatioita, häviää paikallisia populaatioita nopeimmin ympäristöissä, joissa laikkujen keskikoko on pieni. Laikkujen välisen etäisyyden kasvaessa vähenee yksilöiden liikkuminen laikusta toiseen ja sen seurauksena myös uusien laikkujen asuttaminen harvinaistuu. Pirstoutumisesta johtuva habitaattilaikkujen koon pieneneminen ja etäisyyden kasvu heikentävät siten myös metapopulaatioiden pysyvyyttä. Laikkujen välisillä etäisyyksillä on todennäköisesti huomattava vaikutus pirstoutuneessa elinympäristössä elävän lajin säilymiseen ja leviämiseen uusiin elinympäristölaikkuihin (Gustafson & Gardner 1996).

Luonnossa habitaattilaikkujen koko ja siten myös niissä elävien populaatioiden pysyvyys vaihtelevat. Suurimmat ja pysyvimmät populaatiot voivat toimia lähdepopulaatioina, joista siirtyy yksilöitä lähellä sijaitseviin, häviämisherkkiin pieniin populaatioihin. Laajoissa elinympäristölaikuissa elävien lähdepopulaatioi-

den turvaaminen on siksi ensiarvoisen tärkeää koko populaation säilymisen kannalta (Hanski & Gilpin 1997).

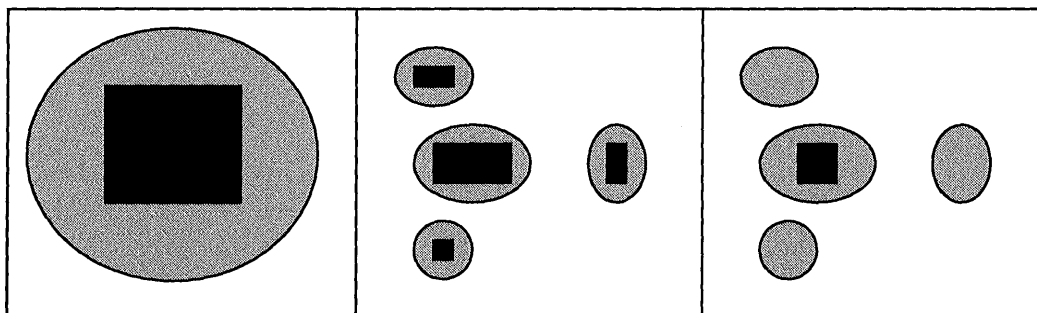
Pirstoutumisen ekologiset vaikutukset vaihtelevat lajin elintavoista riippuen. Useimmat lajit eivät suunnista aktiivisesti sopivasta elinympäristöstä toiseen, vaikka se olisi teoriassa mahdollista. Passiivisesti leviävien lajien, kuten itiökasvien, kyky asuttaa uusia elinympäristöjä riippuu maksimaalisen leviämistäisyyden ohella muun muassa tuotettujen itiöiden määrästä, sopivien elinympäristöjen määrästä ja sijainnista sekä niiden välisen leviämiseen laadusta (Forman 1995). Esimerkiksi uhanalaisen vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä kasvavan kääväkkään pohjanrypykän (*Phlebia centrifuga*) itiöt leviävät miltei savun tavoin kilometrien päähän itiöemästä (Siitonen ym. 1999). Uuden itiöemän syntyminen edellyttää kuitenkin kahden elävän itiön osumista samaan sopivalla tavalla lahonneeseen runkoon, joka sijaitsee pienilmastoltaan kosteassa painanteessa. Elävistä ja itävistä itiöistä suurin osa jäi vuosina 1997 ja 1998 tehtyjen alustavien tutkimusten mukaan muutaman kymmenen metrin päähän itiöemästä (Penttilä, henk.koht. tiedonanto). Kun sopivia kasvualustoja on vähän ja ne sijaitsevat kaukana toisistaan, ehtii suuri osa lyhytikäisistä itiöistä kuolla matkan aikana. Tällöin todennäköisyys uuden itiöemän syntymiselle jää häviävän pieneksi.

Pirstoutumishistoria on tärkeä monivuotisten lajien esiintymistä selittävä tekijä. Monivuotiset lajit reagoivat elinympäristön muuttumiseen usein viiveellä. Esimerkiksi vanhan metsän kosteaa pienilmastoa vaativia monivuotisia kääpälajeja saattaa löytyä vielä pitkään niille epäsuotuisaksi muuttuneista elinympäristöistä yksinkertaisesti itiöemien pitkäikäisyyden vuoksi. Lajin esiintyminen pienessä vanhan metsän laikussa ei siksi välttämättä tarkoita, että laikussa eläisi elinkel-poinen populaatio (kuva 1).

Pienialaisetkin vanhan metsän laikut voivat olla joidenkin lajin säilymisen ja leviämisen kannalta tärkeitä "ajallisia askelkiviä". Laji saattaa säilyä niissä, kunnes elinympäristö laikussa tai sen lähiympäristössä muuttuu jälleen suotuisaksi. Lajin lisääntymiselle soveltuvan elinympäristön täytyy kuitenkin palautua tarkasteltavan lajin kannalta riittävän nopeasti ja sijaita riittävän lähellä. Epäsuotuisissa olosuhteissa uusia yksilöitä syntyy vähän, joten paikallinen populaatio tuhoutuu, kun vanhat yksilöt kuolevat. Ajallisten askelkivien tunnistaminen on keskeinen osa monivuotisten lajien säilymiseen tähtäävää alue-ekologista metsäsuunnittelua ja erityisesti ennallistamisen suunnittelua.

Pirstoutumisen ekologisia vaikutuksia arvioitaessa on syytä pitää mielessä, että esimerkiksi vanhan metsän laikkuja ympäröivä talousmetsä ei ole kaikille metsälajeille täysin kelpoton elinympäristö (Harris 1984, Hansson 1997). Osa vanhoihin metsiin erikoistuneistakin lajeista voi säilyä ympäröivissä talousmetsissä lyhytaikaisesti ja levitä niitä pitkin suojelualueella elävästä ydinpopulaatiosta toiseen. Todellisen etäisyyden sijasta tulisi siksi tarkastella myös laikkujen suhteellista etäisyyttä toisistaan. Suhteellinen etäisyys on ainakin teoriassa sitä pienempi, mitä paremmin metsälaikkujen välinen maasto soveltuu lajin elinympäristöksi (Mladenoff ym. 1994, Laurance & Yensen 1991). Lisäämällä talousmetsien

monimuotoisuutta voidaan todennäköisesti helpottaa ainakin joidenkin luonnonmetsän piirteisiin – kuten lahoppuuhun ja vanhoihin lehtipuihin – erikoistuneiden lajien leviämistä ja säilymistä.



Kuva 1. Elinympäristön pirstoutuminen ja aikaviive. Harmaat alueet kuvaavat elinympäristölaikua ja mustat neliöt tähän elinympäristöön erikoistuneen lajin populaation kokoa. Lähtötilanteessa (vasemmanpuoleinen kuva) elinympäristö on yhtenäinen ja siinä elää suuri populaatio. Keskimmaisessä kuvassa elinympäristö on pirstoutunut, mutta lajia on vielä jäljellä kaikissa syntyneissä elinympäristölaikuissa eri kokoisina osapopulaatioina. Ajan kuluessa (oikeanpuoleinen kuva) laji on hävinnyt pienimmistä ja eristyneimmistä laikuista, mutta suurimmassa ja sijainniltaan keskeisimmässä laikussa on säilynyt pieni populaatio. Tämäkin laiku voi olla liian pieni pystyäkseen yksin ylläpitämään populaatiota pitkällä aikajänteellä, joten tilapäisesti asumattomia elinympäristölaikkuja tarvitaan edelleen. Aikaviiveen vuoksi pitkäikäiset lajit eivät häviä heti, vaan voivat säilyä laikussa vielä vuosia. Metsälaiku voi toimia "ajallisen askelkivenä", jossa hakkuuta edeltäneelle laajalle metsäalueelle tunnusomaiset lajit voivat säilyä ja levitä syntyviin tai ennallistettaviin uusiin sopiviin elinympäristöihin. Jättämällä metsän ympärille suojaavyöhyke tai käsittelemällä ympäristö sektoreina voidaan reunavaikutusta vähentää ja lisätä siten alkuperäisen elinympäristön osuutta jäljelle jääneitten laikkujen pinta-alasta (vrt. Harris 1984).

Alue-ekologisessa metsäsuunnittelussa pirstoutumisen haitallisia vaikutuksia pyritään vähentämään luomalla toisistaan eristyneiden elinympäristölaikkujen väliin ekologisia yhteyksiä – ekologisia käytäviä, askelkiviä ja kevyemmin käsiteltyjä vyöhykkeitä. Ekologisten yhteyksien todellisesta merkityksestä pirstoutumisesta kärsiville boreaalisen havumetsävyöhykkeen lajeille ei ole juuri lainkaan empiiristä tutkimustietoa (Andrén 1997). Muissa elinympäristöissä tehtyjen tutkimusten mukaan lajit leviävät helpommin lähellä kuin kaukana oleviin laikkuihin ja suuret elinympäristölaikut säilyttävät pieniä paremmin elinkelpoisia populaatioita (Hanski & Gilpin 1997, Hanski 1994). Askelkivien sijoittelun suunnittelua varten tarvitaan lisätietoa erityisesti lajien leviämisen maksimietäisyyksistä sekä uusien elinympäristöjen asuttamisen todennäköisyydestä.

Kaikkien uhanalaisten metsälajien populaatiodynamiikan mallintaminen ei ole mahdollista lyhyellä aikavälillä. Alueellisten indikaattorien valinta edellyttää sellaisen metsälaikun ja metsäalueen rakenteellisten piirteiden määrittämistä, jotka ilmentävät hyvin indikaattorilajeissa ja -lajiryhmissä tapahtuvia muutoksia.

Lajien elinmahdollisuuksia toisistaan erillään olevissa metsälaikuissa voidaan lähestyä myös teoreettisesti, esimerkiksi analysoimalla elinympäristölaikkujen välisiä spatiaalisia yhteyksiä. Jos laji pystyy leviämään esimerkiksi korkeintaan 50 metrin päähän laikun reunasta, ovat sen käytettävissä teoriassa kaikki metsälaikut, jotka sijaitsevat alle 50 metrin päässä lähimmästä samantyyppisestä laikusta. Erityisen tärkeitä ekologisia yhteyksiä ovat metsälaikut, jotka yhdistävät toisiinsa useita muita laikkuja tai laikkuryhmiä. Teoreettisilla leviämistäisyyksillä rakennettuihin malleihin voidaan empiirisen tutkimustiedon karttuessa sovitaa lajien leviämistä ja muuta ekologiaa koskevaa tietoa.

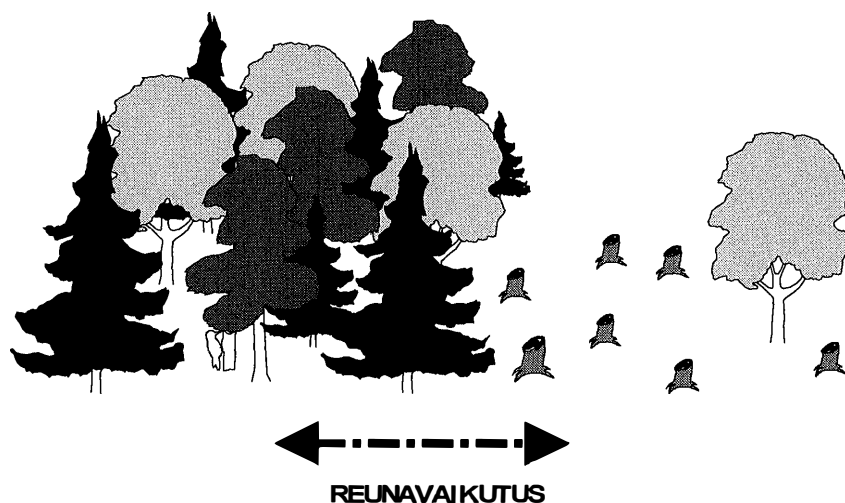
2.3 Reunavaikutuksen ekologinen merkitys

Pirstoutuminen lisää elinympäristölaikkujen ja niiden rajapintojen määrää. Rajapintojen kautta metsälaikut ovat alttiita ympäristön vaikutukselle (kuva 2). Metsälaikun reunavyöhyke poikkeaa niin sanotun reunavaikutuksen vuoksi laikun ydinosasta sekä rakenteeltaan että lajistoltaan. Siirryttäessä aukealta vanhan metsän sisäosiin pienilmasto muuttuu kosteammaksi ja valon määrä vähenee (Matlack 1993). Reunavyöhykkeessä tuulee voimakkaasti, joten tuulenskaatoja esiintyy enemmän lähellä metsän reunaa kuin metsän sisäosissa (Peltola 1996, Hansson 1992). Reunavyöhykkeen kokonaislajimäärä on usein ydinaluetta korkeampi, mutta lajit ovat yleisiä. Metsälaikun ydinosassa lajiston oletetaan edustavan keskimäärin paremmin alkuperäisen elinympäristön lajistoa. Hyvin pienialaiset, nuorten sukkessiovaiheiden ympäröimät vanhat metsät voivat reunavaikutuksen vuoksi muuttua kelvottomiksi elinympäristöiksi vakaasta ja kosteasta pienilmastosta riippuvaisille lajeille.

Reunavyöhykkeen leveys vaihtelee huomattavasti. Se riippuu muun muassa tarkasteltavasta eliöryhmästä ja lajista, laikun koosta, muodosta ja naapurikuvioiden laadusta sekä pirstoutumisesta kuluneesta ajasta. Pohjoisessa havumetsävyöhykkeessä tehtyjen tutkimusten mukaan reunavyöhyke ulottuu lajista riippuen tuskin havaittavasta vaikutuksesta jopa satojen metrien päähän metsän sisälle aukean reunasta (ks. mm. Andrén & Angelstam 1993, Jokimäki & Huhta 1996, Pajunen ym. 1995, Matlack 1994, Hansson 1994, Peltonen ym. 1997). Pienilmasto muuttuu tutkimusten mukaan 2–3 kertaa latvuskoroksen korkeuden päähän aukean reunasta metsän sisäosiin. Alle hehtaarin kokoiset, aukean keskellä sijaitsevat vanhan metsän laikut olisivat tuolloin kokonaan reunaa (Hansson 1992, 1997).

Luonnontilaisen suon ja kangasmetsän välinen kasvillisuus- ja puustoreunavyöhyke on Teeri-Lososuon soidensuojelualueella tehtyjen tutkimusten mukaan noin 30–80 metriä leveä. Luonnontilaisen suon ja metsän vaihettumisvyöhykkeessä elää sekä vaihettumisvyöhykkeelle luonteenomaista lajistoa että reunaan erikoistunutta lajistoa (Tolvanen 1997). Suon ja metsän välinen luonnontilainen reuna on pitkällisen kehityksen tulos ja poikkeaa sekä rakenteeltaan että lajistoltaan ratkaisevasti metsän hakkuun tai myrskytuhon seurauksena syntyneestä.

Reunavyöhykkeen leveys on riippuvainen naapurikuvioiden laadusta. Esimerkiksi vanhan metsän laikut rajautuvat yleensä useaan eri ikäiseen talousmetsäkuvioon. Vanhan metsän laikkuun kohdistuvan reunavaikutuksen määrä tulee siksi suhteuttaa erityyppisten reunojen pituuteen. Ruotsalaisten tutkimusten mukaan reunavaikutus on voimakkaimmillaan heti hakkuun jälkeen ja vähenee reunan ikääntyessä ja metsälaikkujen välisen eron pienentyessä (Hansson 1992, 1997). Reunavyöhykkeen leveys riippuu siten todellisuudessa myös ympäröivien metsien käsittelyhistoriasta. Monet pitkäikäiset lajit reagoivat olosuhteiden muuttumiseen viiveellä, joten niitä saattaa löytyä myös lajille epäedullisiksi muuttuneista elinympäristöistä.



Kuva 2. Reunavaikutuksella tarkoitetaan elinympäristöjen rajapinnoissa esiintyviä ilmiöitä. Muun muassa tuulisuus ja valon määrä vähenevät ja pienilmaston kosteus lisääntyy siirryttäessä aukealta metsän sisäosiin.

Metsälaikkujen suojelevarvon vertailua varten on olennaista tietää, kuinka suuri osa niiden pinta-alasta on todellisuudessa ydinaluetta ja mikä on reunavyöhykkeen osuus. Ongelmaa voidaan lähestyä empiirisen tutkimuksen ohella analysoimalla metsälaikkujen spatiaalista rakennetta – laikkujen kokoa, muotoa ja sijaintia sekä niissä tapahtuvia muutoksia. Suurissa laikuissa reunavyöhykkeen suhteellinen osuus laikun pinta-alasta on pienempi kuin pienissä laikuissa. Laikun muoto vaikuttaa reunavyöhykkeen ja ydinalueen suhteeseen siten, että ydinalueen osuus metsäkuvion pinta-alasta on suurin silloin, kun kuvio on ympyränmuotoinen. Laikun muodon merkitys reunan ja ydinalueen suhteeseen vähenee laikun koon kasvaessa. Koska monet talousmetsissä alue-ekologisen suunnittelun yhteydessä suojeltavista vanhan metsän kohteista ovat hyvin pienialaisia, on niiden muodolla todennäköisesti huomattava merkitys metsän sisäosan lajien elinmahdollisuuksiin. Laikun reunaviivan monimutkaisuus ja pituus suhteessa pinta-alaan vaikuttavat tutkimusten mukaan mm. pienilmastoon, tuulenkaatoihin ja kasvillisuuden leviämiseen (Forman 1995). Luonnontilaisessa

metsämosaiikissa laikkujen muoto ja koko vaihtelevat huomattavasti enemmän kuin metsätalouden luomassa kuviomosaiikissa (Mladenoff ym. 1994).

Laurance ja Yensen (1991) ovat kehittäneet mallin, jolla voidaan arvioida ydinalueen pinta-ala, kun reunavaikutuksen leveys, laikun koko ja reunaviivan pituus tunnetaan. Mallia voidaan käyttää ydinalueen pinta-alan laskemiseen minikä muotoiselle tai kokoiselle laikulle tahansa. Mallissa ydinalueen pinta-ala lasketaan kaavalla:

Ydinalueen pinta-ala = laikun kokonaispinta-ala (TA) – reunavyöhykkeen pinta-ala (AA)

jossa reunavyöhykkeen pinta-ala lasketaan kaavalla:

$$AA = (3.55d SI [(TA/10000)^{0.5}])$$

d = reunavaikutusalueen leveys (m)

SI = muotoindeksi

Muotoindeksi (SI) kuvastaa laikun muodon poikkeamaa ympyrästä. Muotoindeksi lasketaan reunaviivan pituuden (P) ja laikun pinta-alan (TA) avulla seuraavasti:

$$SI = P / (200[(\pi TA)^{0.5}])$$

Malli aliarvioi ydinalueen pinta-alaa. Virhe on vähäinen (<10 %) kun reunavyöhykkeen osuus laikun pinta-alasta on pieni, mutta kasvaa ydinalueen pinta-alan vähentyessä (jopa >70 %). Virhe on erityisen suuri, jos kuvio on lähes ympyrän muotoinen. Tulosta voidaan kuitenkin korjata seuraavasti:

$$AA_{adj} = AA \times [1 - (0.265(AA/TA))(SI)^{-1.5}]$$

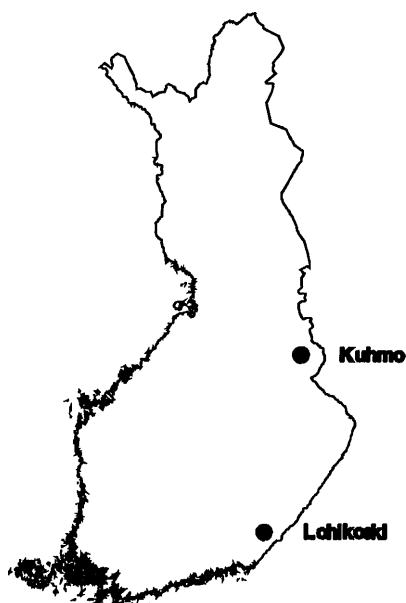
Korjauksen avulla saadaan ydin- ja reuna-alueiden pinta-alat laskettua jopa 99 % tarkkuudella (Laurance 1991, Laurance & Yensen 1991). Laurancen malli olettaa, että kuvioon kohdistuu joka puolelta yhtä voimakas reunavaikutus. Suomalaisessa metsämaisemassa vanhan metsän laikut rajautuvat hyvin eri-ikäisiin metsiin, jolloin myös laikkuun eri puolilta kohdistuvan reunavaikutuksen osuus vaihtelee. Laurancen malli yliarvioi siksi reunavaikutusta.

3 TUTKIMUSAINEISTO

3.1 Tutkimusalueet ja aineistot

Tutkimusalueet sijaitsevat Kuhmon ja Lohikosken valtionmailla (kuva 3). Kuhmon eteläosiin sijoittuva tutkimusalue kuuluu Metsähallituksen Pohjanmaan-Kainuun luontopalveluiden alueyksikköön ja metsätalouden Kuhmon yksikköön. Tutkimusalue kattaa noin 10 000 hehtaaria eri-ikäisiä talousmetsiä ja suojelualueita. Suojeltujen aarniometsäkohteiden ja Teeri-Lososuon soidensuojelualueen lisäksi tutkimusalueella on eriasteisella suojeluvaramuksella metsätalouskäyttöön tulevia inventointialueita. Tutkimusalueen vanhojen metsien lajistoa on tutkittu melko runsaasti eri yhteyksissä (Penttilä 1994, Kuusinen ym. 1995, Siitonen 1999). Talousmetsien lajistoa on sen sijaan tutkittu hyvin vähän. Merkittävimmät

aarniometsät ovat Honkavaaran, Louhivaaran ja Jämäsvaaran aarnialueet. Kokonaisuudessaan Kuhmon maastolle on tunnusomaista laajojen soiden, suojelualueiden ja intensiivisen metsätalouden maiseman vuorottelu.



Lohikosken valtionmaa kuuluu Metsähallituksen Itä-Suomen luontopalveluiden alueyksikköön ja metsätalouden Savonlinnan yksikköön. Alueen pinta-ala on noin 10 000 ha ja se rajautuu etelässä Enso-Gutzeitin maihin. Alueella on harjoitettu sahaustoimintaa jo vuonna 1593. Lohikoskelta tuli kruununpuisto vuonna 1883, kun valtio osti maat Hackmannilta. Tämän jälkeen alueella tehtiin mittavia savottoja 1950-luvulle saakka. Merkittävin uittoreitti kulki Jukajärveltä Lieviskäjokea pitkin Saimaalle.

Kuva 3. Tutkimusalueiden sijainti.

Lohikosken kallioperä koostuu pääasiassa graniitista ja gneisseistä, mutta niiden joukossa on joitakin pienialaisia emäksisen amfiboliitin sulkeumia. Lohikosken maastoa luonnehtii pienipiirteinen topografinen vaihtelu. Maaston muotoja määrää kaksiosainen harjujakso ja sen molemmin puolin moreenin peittämä peruskallion kulutuskorkokuva. Alueella on runsaasti pieniä järviä ja painannesoitumia. Metsät ovat melko karuja. Metsätalousarvioinnin mukaan Lohikosken valtion maan kivennäismaista noin puolet on tuoreita kankaita, neljännes kivi- ja vahoja kankaita ja vain noin prosentti lehtomaisia kankaita.

Metsähallituksen ja Enso-Gutzeitin metsät muodostavat eteläsuomalaisittain poikkeuksellisen laajan ja yhtenäisen metsäalueen. Metsämaisema on kuitenkin voimakkaasti pirstoutunut tiheään metsäautotieverkoston ja hakkuiden vaikutuksesta. Lohikoskella on muutamia pienialaisia aarniometsiä, mutta laajoja suojelualueita ei ole. Merkittävimpiä ovat Kivijärven, Julunkiven ja Kokkolansalon aarnialueet.

4 ANALYYSIMENETELMÄT

Elinympäristön pirstoutuneisuus vaikuttaa ratkaisevasti lajien säilymiseen (Saunders ym. 1991). Tässä tutkimuksessa on kehitetty osiin jakaantuneiden elinympäristöjen alueellista monimuotoisuutta – erityisesti pirstoutuneisuutta ja reuna-ydinsuhdetta – kuvaavia indikaattoreita. Indikaattorien kehittämistä varten valittiin tarkastelun kohteeksi uudistuskypsät tuoreet kangasmetsät. Vanhoihin tuoreisiin kangasmetsiin erikoistuneina elää monia huonosti leviäviä ja kosteaa pienilmastoa vaativia lajeja, joiden elinmahdollisuudet ovat heikentyneet pirstoutumisen seurauksena (Penttilä 1994, Siitonen ym. 1999, Kotiranta & Niemelä 1996). Jatkossa kutsun uudistuskypsiä tuoreita kangasmetsiä myös yksinkertaisesti metsiksi tai metsälaikuiksi.

Tutkimusaineisto koostui Metsähallituksen Kuhmon ja Lohikosken valtionmaiden metsätaloustietojärjestelmien tietoihin. Metsien luokittelu perustuu Metsähallituksen paikkatietojärjestelmän tietoihin. Analyysissä käytetyt aineistot on päivitetty vuonna 1996. Metsätaloustietokartat ja ominaisuustiedot käännettiin paikkatietanalyysiä varten Metsähallituksen Gradis-pohjaisesta paikkatietojärjestelmästä MapInfoon ja edelleen Arcinfoon.

ArcInfo laskee kaikille kuvioille automaattisesti pinta-alan ja reunaviivan pituuden. Metsämosaiikkien vertailua varten laskettiin kaikille uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän kuvioille lisäksi kuviokohtaisia tunnuksia, kuten erilaisten naapurikuvioiden osuus reunaviivasta, toisiinsa rajautuvien kuvioiden puuston korkeusero ja muotoa ympyrään vertaavia muotoindeksejä. Lisäksi laskettiin koko elinympäristön pirstoutuneisuutta kuvaavia tunnuksia, kuten uudistuskypsien tuoreiden kangasmetsien koko- ja muotojakauma, yhdistyvyys, etäisyys muihin samantyyppisiin laikkuihin, eri luokkien osuus alueen kokonaispinta-alasta jne.

Elinympäristöjen pirstoutuneisuuden indikaattoreita kehitettiin isolaatioanalyysillä ja metsälaikun reunan ja ydinalueen suhdetta kuvaavia tunnuksia reuna-ydinalyysillä. Nämä analyysit on kuvattu tarkemmin seuraavissa kappaleissa.

4.1 Isolaatioanalyysi

Isolaatiolla tarkoitan tässä tutkimuksessa uudistuskypsän tuoreen kangasmetsälaikun etäisyyttä lähimmän samantyyppisen metsälaikun reunasta. Isolaatio on sitä suurempi, mitä kauempana metsä on muista samankaltaisista metsälaikuista. Isolaation laskeminen perustuu metsälaikuissa elävien lajien leviämisen maksimietäisyyteen. Jos metsälaikkujen välinen etäisyys on pienempi kuin lajin leviämisen maksimietäisyys, muodostuu laikuista eliön kannalta laikkuryhmä. Laji pystyy leviämään tai liikkumaan ryhmään kuuluvasta laikusta toiseen. Erityisen tärkeitä lajin leviämisen kannalta ovat metsälaikut, jotka yhdistävät toisiinsa useita laikkuja tai useiden laikkujen muodostamia ryhmiä.

Isolaatioanalyysi laskettiin metsätalouden kuviotietojen perusteella ArcInfo-paikkatietojärjestelmällä. Kuviotiedoista valittiin aluksi kaikki uudistuskypsät tuoreet kangasmetsät. Analyysien nopeuttamiseksi aineisto muunnettiin rasterimuotoon siten, että yksi pikseli vastasi 2 x 2 metrin pinta-alaa luonnossa. ArcInfolla laskettiin kunkin pikselin etäisyys lähimmän uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän laikun reunasta, jolloin metsälaikkujen ympärille muodostui etäisyysvyöhykkeitä kahden metrin välein.

Eri etäisyyksillä toisiinsa yhdistyvien metsälaikkujen ryhmittäminen, pinta-ala ja lukumäärä kuvastavat elinympäristön pirstoutumisastetta eri lajien kannalta. Esimerkiksi korkeintaan 50 metrin etäisyydelle laikun reunasta leviävä laji voi teoriassa levitä kaikkiin laikkuihin, jotka yhdistyvät toisiinsa tällä etäisyysvyöhykkeellä joko suoraan tai muiden laikkujen välityksellä. Tällaisen lajin kannalta "yhtenäisen" elinympäristön pinta-ala on toisiinsa 50 metrin etäisyysvyöhykkeellä yhdistyvien laikkujen yhteispinta-ala. Elinympäristön pirstoutuneisuutta mitattiin laskemalla, kuinka monta laikkuryhmää muodostuu ja kuinka suuri pinta-ala yhdistyy toisiinsa eri etäisyysvyöhykkeillä. Analyysissä käytettiin teoreettisia 50, 100, 200, 400 ja 800 metrin leviämisetäisyyksiä. Lisäksi laskettiin etäisyys, jolla kaikki metsät yhdistyvät toisiinsa. Malliin voidaan helposti sijoittaa empiiriseen tutkimustietoon perustuvia eri lajien leviämisen maksimietäisyyksiä.

Yksittäisen metsälaikun eristyneisyys laskettiin mittaamalla sen reunasta etäisyys lähimpien samankaltaisten metsälaikkujen reunoihin. Laikun isolaatiota voidaan mitata tilanteen mukaan esimerkiksi etäisyydellä lähimpään samanlaiseen laikkuun tai etäisyyksien keskiarvolla.

Yksittäisen metsälaikun yhdistävyyttä – merkitystä ekologisena yhteytenä – arvioitiin laskemalla, kuinka monta laikkua ja kuinka suuren kokonaispinta-alan se yhdistää eri etäisyyksillä.

4.2 Ydin-reunavyöhyke-analyysi

Ydinalueella tarkoitetaan tässä tutkimuksessa uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän laikun sisäosaa. Sitä ympäröi rakenteeltaan, lajistoltaan ja pienilmastoltaan enemmän tai vähemmän muuttunut reunavyöhyke. Metsälaikut, joissa ydinalueen osuus laikun kokonaispinta-alasta on suuri, säilyttävät alkuperäistä elinympäristöä tehokkaammin kuin laikut, joista suurin osa on reunaa. Ydinalueen ja reunavyöhykkeen suhteella voidaan mitata yksittäisen suojelualueen alkuperäisen elinympäristön todellista pinta-alaa ja verrata siten mahdollisten suojelukohteiden tehokasta suojelupinta-alaa toisiinsa.

Metsälaikun ydinalueen pinta-ala ja osuus riippuvat laikun koosta, muodosta ja naapurikuvioiden laadusta. Ydinalueen osuus on suurin, kun laikku on ympyrän muotoinen, ja pienenee reunaviivan suhteellisen pituuden kasvaessa. Ydinalueen pinta-alaa on perinteisesti arvioitu matemaattisilla malleilla, jotka perustuvat laikun kokoon ja muotoon (ks. mm. Laurence & Yensen 1991). Paikkatieto-

järjestelmillä voidaan reunan ja ydinalueen suhde mitata malleja tarkemmin. Lisäksi saadaan selville ydinalueiden lukumäärä.

Ydinalueen ja reunavyöhykkeen suhde laskettiin ArcInfo-paikkatietojärjestelmällä muodostamalla tarkastelun kohteena olevien uudistuskypsien tuoreen kangasmetsän laikkujen reunasta sisäänpäin reunavaikutuksen levyisiä etäisyysvyöhykkeitä (d). Etäisyysvyöhykkeen pinta-ala vastaa reunavaikutusalueen pinta-alaa. Vähentämällä reunavaikutusalueen pinta-ala alkuperäisen kuvion pinta-alasta saatiin selville ydinalueen pinta-ala.

Reunavaikutuksella tarkoitetaan tässä lähinnä pienilmaston ja sitä kautta lajiston muutosta metsän reunassa. Reunavaikutus (d) ulottuu noin kaksi kertaa latvuskerroksen korkeuden päähän aukean reunasta vanhan metsän laikun sisäosiin (vrt. mm. Hansson 1992). Jos metsälaikun puuston valtakorkeus on esimerkiksi 25 metriä, ulottuu reunavaikutus siis noin 50 metrin päähän metsälaikun sisään (kuva 4). Reunavyöhykkeen leveys laskettiin kahdella tavalla. **Ydinmallissa** reunavyöhykkeen leveys (d) laskettiin kaavalla

$$d = 2 \times K_j$$

jossa K_j on metsälaikun puuston valtakorkeus (kuva 4).

Ydinmallissa reunavyöhykkeen ja ydinalueen suhteeseen vaikuttaa laikun koko, muoto ja tarkastelun kohteena olevan metsälaikun puuston korkeus. Malli olettaa, että metsälaikku sijaitsee keskellä aukeaa. Todellisuudessa uudistuskypsät tuoreet kangasmetsät ovat eri-ikäisten metsien, soiden tai vesistöjen ympäröimiä. Reunavaikutusvyöhykkeen leveys riippuu tällöin myös tarkasteltuun metsälaikkuun rajautuvien metsien eli naapurikuvioden metsän korkeudesta ja tiheydestä. Naapurikuvioden puuston korkeusero vaikuttaa mm. tuulioloihin (Peltola 1996) ja sitä kautta reunavyöhykkeen pienilmastoon ja leveyteen.

Naapurikuvioden vaikutus ydinalueen pinta-alaan otettiin huomioon laskeamalla naapurikuvioden puuston korkeuksilla korjattu reunavyöhykkeen leveys d_{adj} . Reunavyöhykkeen leveys (d_{adj}) oli **reunamallissa** naapurikuvioden puuston valtakorkeuden erotuksen itseisarvo kerrottuna kahdella (kuva 4):

$$d_{adj} = 2 \times |K_j - K_i|$$

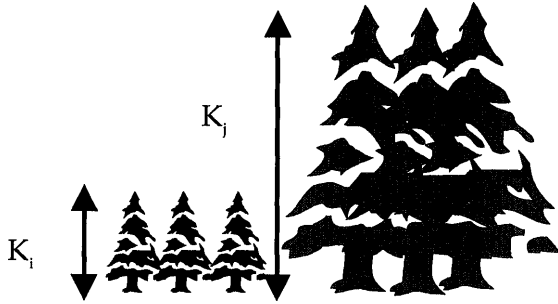
K_j = kuvion j puuston korkeus

K_i = kuvion i puuston korkeus

Reunavaikutusalueen laskemiseksi kuvion reunaviiva jaettiin osiin naapurikuvioden korkeuden perusteella. Reunavyöhykkeen leveys (d_{adj}) laskettiin sen jälkeen erikseen kaikille erilaisille reunoille. Kuvion reunavyöhykkeen pinta-ala laskettiin muodostamalla ArcInfon buffer-toiminnolla reunavaikutusten d_{adj} levyiset etäisyysvyöhykkeet laikun reunasta sisäänpäin. Koko kuvion reunavyöhykkeen pinta-ala saatiin laskemalla yhteen kaikkien erityyppisten reunojen perusteella muodostettujen reunavyöhykkeiden pinta-alat. Reunavyöhykettä ei

ole lainkaan, jos kaikki tarkastelun kohteena olevaan metsikkökuvioon rajautuvat metsät ovat sen kanssa saman korkuisia. Reunavyöhykkeen pinta-ala on suurin, kun metsälaikku sijaitsee aukean keskellä. Reunamallilla ja ydinmallilla lasketut reunavaikutusalueet ovat tällöin yhtä suuria.

Vertaamalla ydinmallilla ja reunamallilla laskettujen ydinalueiden pinta-aloja toisiinsa saadaan selville naapurikuvioiden puuston korkeuden vaikutus ydinalueen osuuteen.



Kuva 4. Reunavyöhykkeen leveyden laskenta. Reunamallissa reunavyöhykkeen leveys $d_{adj} = 2 \times |K_j - K_i|$ ja ydinmallissa $d = 2 \times K_j$.

Laikun muotoa kuvaavat tunnusluvut perustuvat reunaviivan pituuden ja pinta-alan suhteeseen (Forman 1995). Ydinalueen pinta-ala on suurin silloin, kun laikku on ympyrän muotoinen (Laurance & Yensen 1991). Muotoindeksi (SI) vertaa laikun muotoa ympyrän muotoiseen laikkuun. Muotoindeksi laskettiin jakamalla laikun reunaviivan pituus (m) laikun pinta-alan neliöjuurella. Osamäärä kerrottiin vakioilla, jolloin sitä voitiin verrata ympyränmuotoisen laikun suhdelukuun. Suhdeluku on 1, jos laikku on ympyrän muotoinen. Suhdeluku kasvaa laikun reunaviivan ja pinta-alan suhteen kasvaessa.

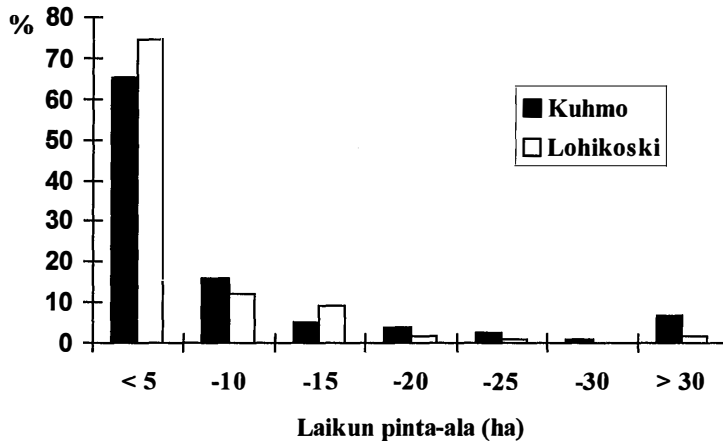
5 TULOKSET

5.1 Isolaatioanalyysi

Kuhmossa oli enemmän uudistuskypsiä tuoreita kangasmetsiä sekä pinta-alaltaan että suhteellisesti mitattuna kuin Lohikoskella. Kuhmossa oli yhteensä 302 uudistuskypsan tuoreen kangasmetsän laikkua, joiden yhteispinta-ala oli 2808.10 hehtaaria (18 % tutkimusalueen maapinta-alasta) ja Lohikoskella 121 laikkua, joiden yhteispinta-ala oli 468.8 hehtaaria (9 % tutkimusalueen maapinta-alasta).

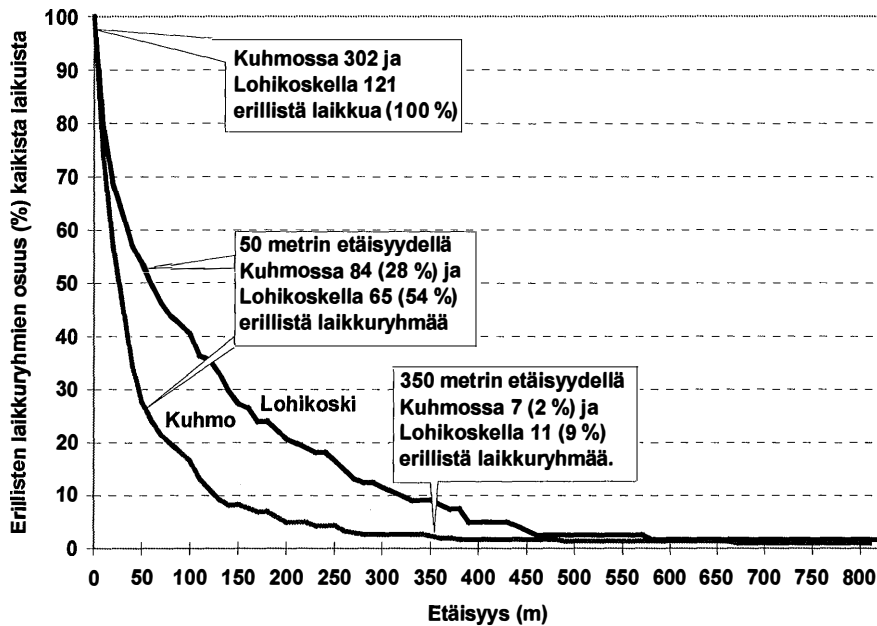
Uudistuskypsan tuoreen kangasmetsän laikut (jatkossa metsälaikut) olivat Lohikoskella keskimäärin pienempiä ja sijaitsivat kauempana toisistaan kuin Kuhmossa. Metsälaikkujen koko oli Kuhmossa 0.03–299.7 hehtaaria (keskiarvo 9.3 ha) ja Lohikoskella 0.01–33.2 hehtaaria (keskiarvo 4.0 ha). Molempien alueiden

metsälaikuista valtaosa oli alle viiden hehtaarin suuruisia. Alle hehtaarin kokoisten metsälaikkujen osuus oli Lohikoskella kuitenkin huomattavasti suurempi (41 %) kuin Kuhmossa (20 %). Yli kolmenkymmenen hehtaarin metsälaikkuja oli Kuhmossa vastaavasti runsaammin (7 % laikuista) kuin Lohikoskella (2 %) (kuva 5).



Kuva 5. Uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän laikkujen lukumäärä eri kokoluokissa Kuhmossa ja Lohikoskella. Kuhmossa oli 302 ja Lohikoskella 121 erillistä uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän laikkua.

Erillisten laikkuryhmien määrä väheni laikkujen yhdistämiseen käytetyn etäisyyden kasvaessa nopeammin Kuhmossa kuin Lohikoskella (kuva 6). Kuhmossa oli alunperin 302 erillistä metsälaikkua, joiden yhteispinta-ala oli 2808.1 hehtaaria ja Lohikoskella 121 laikkua, joiden yhteispinta-ala oli 468.8 hehtaaria. Yhdistettäessä alle 50 metrin etäisyydellä toistaan sijaitsevat laikut ryhmiksi, syntyi Kuhmossa alunperin 302 erillisestä laikusta 84 laikkuryhmää ja Lohikosken 121 laikusta 65 laikkuryhmää. Erillisten laikkujen määrä väheni Kuhmossa siis 28 %:iin ja Lohikoskella 54 %:iin alkuperäisestä (100 %). 200 metrin etäisyysvyöhykkeellä erillisiä laikkuryhmiä oli Kuhmossa jäljellä enää 15 (5 %) kun Lohikoskella niitä oli vielä 25 (21 %). Tutkimusalueiden väliset erot tasaantuivat vasta noin 450 metrin kohdalla. Kaikki Lohikosken metsälaikut yhdistyivät toisiinsa 840 metrin etäisyydellä. Kuhmossa oli vastaavalla etäisyydellä kolme erillistä laikkuryhmää, joista suurimman pinta-ala kattoi 99.7 % uudistuskypsien tuoreiden kangasmetsien kokonaispinta-alasta. 1 600 metrin etäisyydellä Kuhmossa oli jäljellä enää kaksi erillistä laikkuryhmää. Nämä kaksi laikkuryhmää yhdistyivät toisiinsa vasta 2 560 metrin etäisyydellä. Kuhmon metsälaikut yhdistyivät aluksi Lohikoskea nopeammin toisiinsa, koska Kuhmon metsälaikut olivat keskimäärin suurempia ja sijaitsivat lähempänä toisiaan kuin Lohikoskella.



Kuva 6. Erillisten laikkuryhmien osuus alkuperäisten metsälaikkujen lukumäärästä eri etäisyysvyöhykkeillä. Erillisten laikkuryhmien osuus alkuperäisten metsälaikkujen lukumäärästä on 100 % lähtötilanteessa, jolloin kaikki metsälaikut ovat toisistaan erillään. Kun korkeintaan 50 metrin etäisyydellä toisistaan sijaitsevat metsät yhdistetään, syntyy Kuhmossa 84 laikkuryhmää. Erillisten laikkuryhmien osuus on laskenut tuolloin 28 % alkuperäisten metsälaikkujen lukumäärästä. Metsälaikkujen yhdistämiseen vaadittavaan etäisyyden kasvaessa erillisten laikkuryhmien määrä vähenee, kunnes kaikki laikut yhdistyvät toisiinsa. Kuhmossa erillisten laikkuryhmien määrä vähenee nopeammin kuin Lohikoskella.

Laikkuryhmien pinta-ala kasvoi molemmilla alueilla nopeammin kuin niihin yhdistyvien laikkujen lukumäärä. Esimerkiksi Kuhmon suurimpaan laikkuryhmään yhdistyi 100 metrin etäisyydellä 24 % uudistuskypsiä tuoreiden kangasmetsien pinta-alasta ja 21 % prosenttia metsälaikuista. Tulos johtuu suurten metsälaikkujen suuremmasta todennäköisyydestä yhdistyä muihin laikkuihin.

Lähtötilanteessa suurin metsälaikku oli Kuhmossa noin 300 hehtaarin laajuinen ja se kattoi noin 10 % Kuhmon uudistuskypsiä tuoreiden kangasmetsien kokonaispinta-alasta. Em. metsälaikku oli sekä pinta-alaltaan että osuudeltaan noin kymmenen kertaa suurempi kuin Lohikosken suurin metsälaikku. Suurimman laikkuryhmän pinta-ala kasvoi 50 metrin etäisyyteen saakka suhteessa suunnitteen yhtä nopeasti molemmilla alueilla (kuvat 7 ja 8).

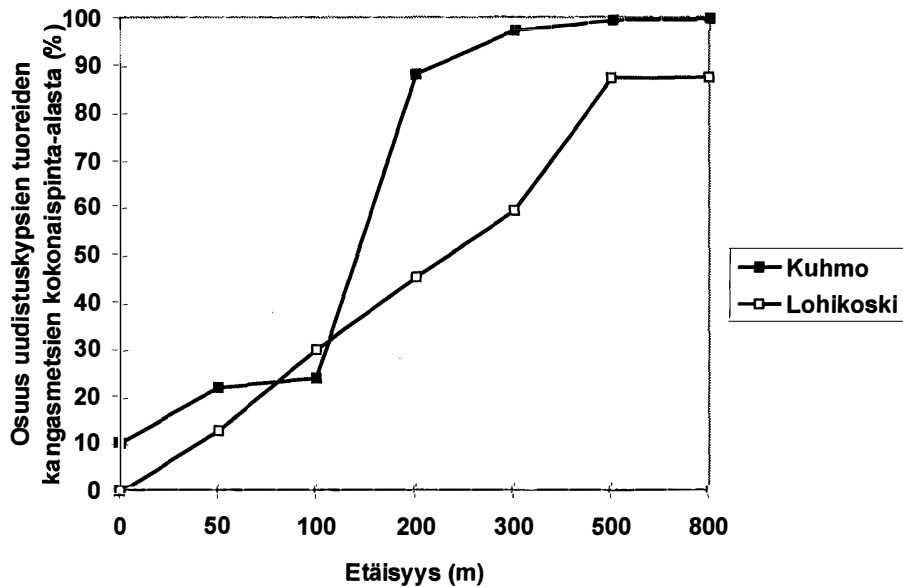
Kuhmossa suurimpaan laikkuryhmään yhdistyi 50 metrin etäisyysvyöhykkeellä 22 % ja Lohikoskella 13 % uudistuskypsiä tuoreen kangasmetsän pinta-alasta. Etäisyyden kasvaessa 100 metrillä 200 metriin Kuhmon suurimman laikun osuus kasvoi 24 %:sta 88 %:iin uudistuskypsiä tuoreen kangasmetsän kokonaispinta-alasta eli huomattavasti enemmän kuin Lohikoskella, jossa suurimman laikkuryhmän pinta-ala kasvoi vain 15 prosenttiyksikköä. Tutkimusalueiden välinen ero johtuu Kuhmon metsälaikkujen ja laikkuryhmien suuremmasta koosta sekä

alueellisesta jakaantumisesta. Uusia laikkuja yhdistyy todennäköisemmin suuriin laikkuihin. Laikkuryhmien pinta-ala kasvoi portaittaisesti, koska niihin yhdistyvät uudet metsälaikut ja laikkuryhmät olivat pinta-alaltaan suuria. Lohikoskella suurimman laikkuryhmän pinta-ala kasvoi tasaisesti siihen yhdistyvien uusien metsälaikkujen vähäisen pinta-alan vuoksi. Lohikoskella laikkuryhmät olivat keskimäärin noin kymmenen kertaa pienempiä kuin Kuhmossa (taulukko 1).

Taulukko 1. Erillisten uudistuskypsien tai vanhojen metsien laikkuryhmien lukumäärä, erillisten laikkuryhmien lukumäärän osuus erillisten laikkujen kokonaismäärästä tutkimusalueella, laikkuryhmien pinta-alan keskiarvo ja keskihajonta sekä suurimman laikkuryhmän pinta-ala ja osuus uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän metsän kokonaispinta-alasta tutkimusalueella eri etäisyysvyöhykkeillä. Uudistuskypsiä tuoreita kangasmetsiä oli Kuhmossa 2808.1 hehtaaria ja Lohikoskella 486.8 hehtaaria. Erillisiä metsälaikkuja oli Kuhmossa 302 ja Lohikoskella 121. K = Kuhmo, L = Lohikoski.

Etäisyys	Laikkuryhmien lukumäärä		Erillisten laikkujen osuus %		Pinta-alan keskiarvo		Pinta-alan keskihajonta		Suurin laikkuryhmä (ha / %)	
	K	L	K	L	K	L	K	L	K	L
0	302	121	100.0	100.0	9.3	4.0	23.8	5.9	299.6 / 10.6	33.2 / 0.07
50	84	65	27.7	53.7	22.8	7.0	69.9	11.5	612.0 / 22	59.3 / 13
100	50	49	16.5	40.5	42.1	9.4	124.5	21.7	660.3 / 24	144.1 / 30
200	15	25	4.9	20.7	187.2	18.7	633.4	44.4	2473.5 / 88.1	219.7 / 45.1
300	8	14	2.6	11.6	351.0	34.8	958.7	76.1	2723.3 / 97.0	288.9 / 59.3
500	4	3	1.3	2.5	702.0	162.3	1394.7	228.4	2794.1 / 99.5	423.5 / 87.0
800	3	2	1.0	1.7	936.0	243.3	1613.6	255.7	2799.3 / 99.7	424.2 / 87.1

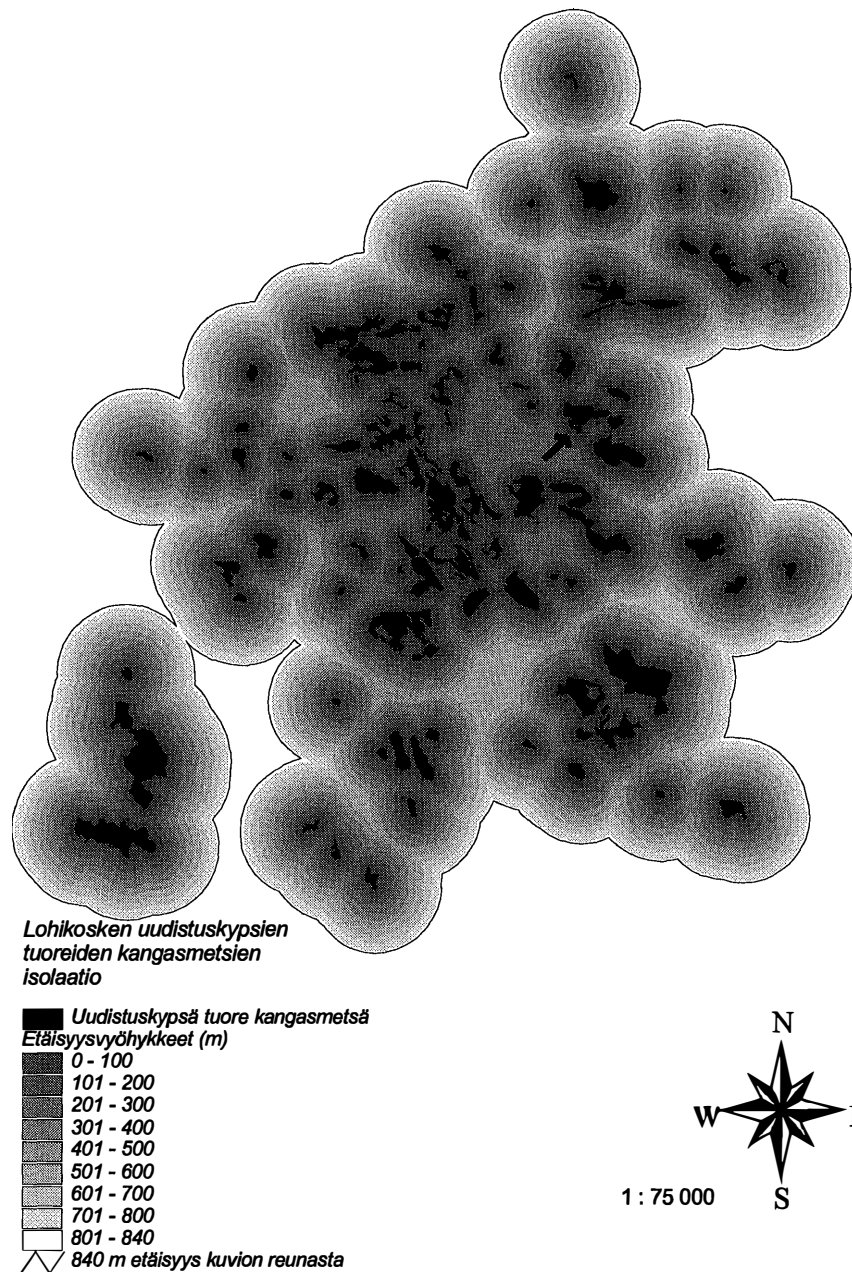
Metsälaikussa elävä populaatio voi siis olla yhteydessä toisessa samantyyppisessä laikussa elävään saman lajin populaatioon, jos yksilöt pystyvät ylittämään laikkujen välisen etäisyyden. Toisiinsa yhdistyvät saarekkeet muodostavat "askelkivien" jonoja, joita pitkin laji voi – ainakin teoriassa – levitä kaukanakin sijaitseviin laikkuihin. Populaatiolla, jonka yksilöt pystyvät ylittämään maksimissaan esimerkiksi 100 metriä uudistuskypsien tuoreiden kangasmetsien välimaastoa olisi Lohikoskella siis teoriassa käytettävissä parhaimmillaan 144 hehtaarin ja Kuhmossa 660.3 hehtaarin laajuinen elinympäristö. Seuraavaksi suurimmat laikkuryhmät olivat huomattavasti pienempiä. Koska laikkuryhmien välinen etäisyys on suurempi kuin leviämisen maksimietäisyys, on erillisen laikkuryhmän pinta-ala siinä elävien populaatioiden säilymisen minimitekijä.



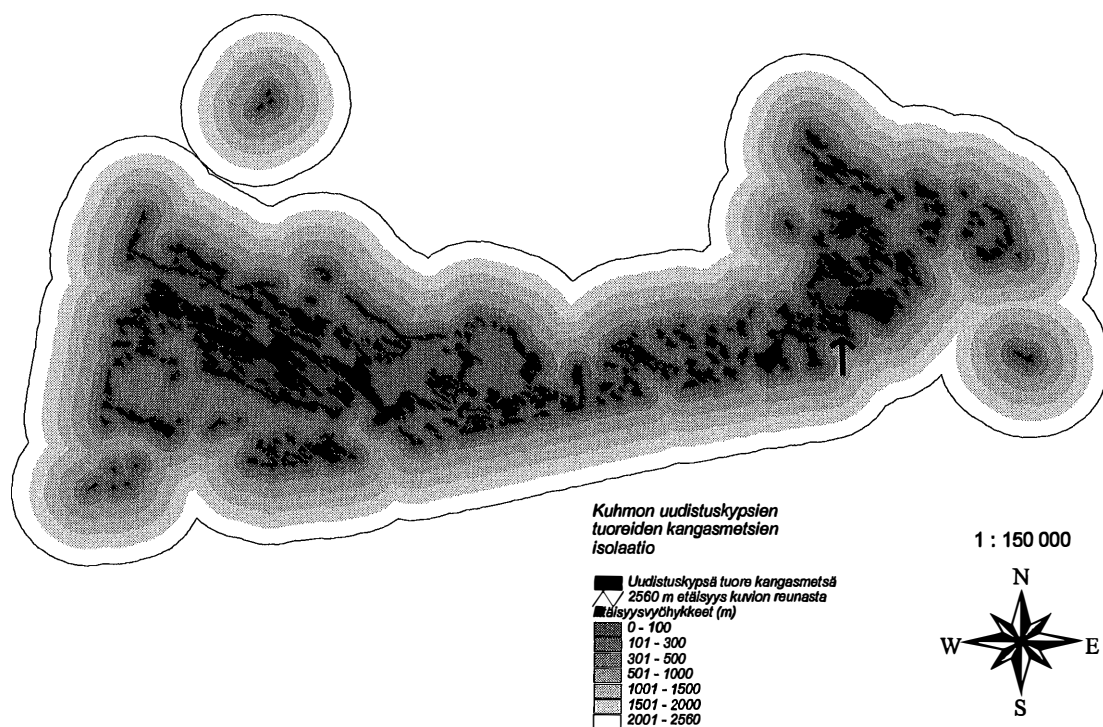
Kuva 7. Suurimman laikkuryhmän pinta-ala eri etäisyysvyöhykkeillä. Pystyakselilla on suurimman laikkuryhmään kuuluvien metsiköiden yhteispinta-ala. Vaaka-akselilla on toisiinsa yhdistyvien laikkujen välinen maksimietäisyys.

Sijainniltaan erityisen tärkeitä ovat metsälaikut, jotka yhdistävät toisiinsa useiden metsälaikkujen ryhmiä. Tällainen "askelkivi" on esimerkiksi Lohikosken tutkimusalueen keskellä sijaitseva metsälaikku, joka yhdistää toisiinsa 200 metrin vyöhykkeellä 8 laikkua, joiden yhteispinta-ala on 36 ha (kuva 8). Kuhmon Honkavaaran eteläpuolella (kuva 9) sijaitseva metsälaikku on vastaavantyyppinen välittäjämettä (612 ha, 48 laikkua).

Tutkimusalueiden uudistuskypsiä tuoreiden kangasmetsien pirstoutuneisuutta arvioitaessa on syytä ottaa huomioon alkuperäisen elinympäristön kokonaispinta-ala ja alueellinen jakauma, jos alue olisi luonnontilassa. Lohikoskella tuoreista kangasmetsistä 16 % (9 % tutkimusalueen maapinta-alasta) ja Kuhmossa 59 % (18 % tutkimusalueen maapinta-alasta) oli uudistuskypsiä. ASIO-mallin mukaan tuoreiden kankaiden kuusikot uudistuvat pääsääntöisesti pienialaisen aukkodynamiikan tai myrskytuhojen kautta. Tuoreista kangasmetsistä olisi ASIO-mallin mukaan luonnontilassa yli 100-vuotiaita arviolta 50–80 % (Angelstam 1997). Vanhojen tuoreiden kangasmetsien yhdistyvyyttä voidaan pitkällä aikajänteellä parantaa luomalla vanhoja metsiä tuoreilla kangasmetsillä sijaitseviin nuorempiin metsiin joko ennallistamalla, jättämällä metsät kehittymään luontaisesti tai käsittelemällä potentiaalisia yhdistäjämettä kevyemmin. Nykyisten ja potentiaalisten yhdistäjämettien tunnistaminen on keskeinen osa alueekologista metsäsuunnittelua.



Kuva 8. Lohikosken uudistuskypsien tuoreiden kangasmetsien pirstoutuneisuus. Isolaatio on laskettu muodostamalla etäisyysvyöhykkeitä metsälaikun reunasta ulospäin. Tietyllä etäisyysvyöhykkeellä toisiinsa yhdistyvät metsät muodostavat laikkuryhmän. Lohikosken suurin laikkuryhmä sijaitsee kuvan keskiosassa. Kivijärven aarnialueen (kuvan vasemmassa alakulmassa) ympärille muodostunut laikkuryhmä yhdistyy suurimpaan laikkuryhmään vasta 840 metrin etäisyydellä. Vanhojen ja uudistuskypsien tuoreiden kangasmetsien pirstoutuneisuutta voidaan Lohikoskella vähentää luomalla esimerkiksi Kivijärven ja muun metsäalueen välimaastoon askelkivi. Kuvaan on merkitty nuolella metsälaikku, jonka kautta yhdistyy toisiinsa 8 metsälaikku 200 metrin etäisyysvyöhykkeellä.



Kuva 9. Kuhmon uudistuskypsiä tuoreiden kangasmetsien pirstoutuneisuus. Melko yhtenäinen vanhan metsän alue kuvan vasemmalla laidalla on Teeri-Lososuon soidensuojelualue. Honkavaaran ja Louhivaaran aarnialueet erottuvat kuvan oikeassa laidassa suurina vanhan metsän laikkuina. Kuvaaan on merkitty nuolella välittäjä metsä, jonka kautta yhdistyy toisiinsa 48 laikkua 100 metrin etäisyyshyökkeillä.

5.2 Ydin-reunavyöhyke-analyysi

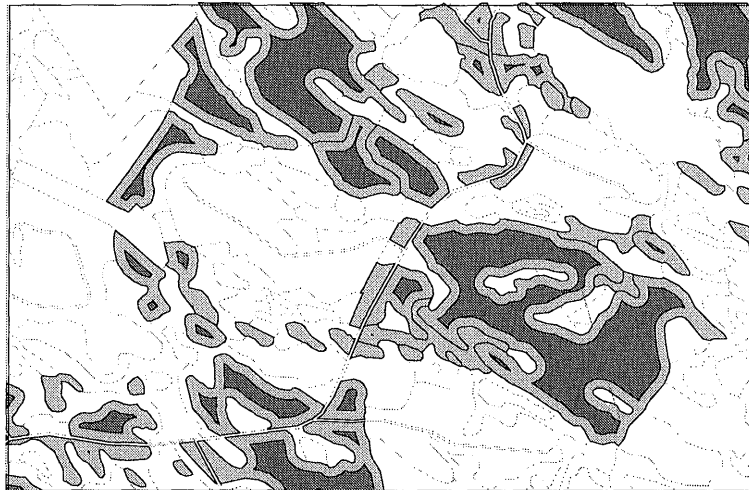
Uudistuskypsiä tuoreen kangasmetsän ydinalueen osuus oli pienin pinta-alaltaan pienissä, epäsäännöllisen muotoisissa ja aukean ympäröimissä metsälaikeissa. Uudistuskypsiin tuoreisiin kangasmetsiin rajautuvien metsien korkeus vaikutti huomattavasti metsän ydinalueen pinta-alaan. Naapurikuvioiden puuston korkeuserolla korjattu reunavyöhyke oli huomattavasti kapeampi kuin ydinmallilla laskettu. Ero oli suurin Kuhmossa, jossa ydinalueen osuus tarkasteltujen metsälaikeiden kokonaispinta-alasta oli reunamallilla laskettuna 65 % ja ydinmallilla 33 %. Lohikoskella vastaavat luvut olivat 42 % ja 19 %. Reunamallin ja ydinmallin ero kuvastaa naapurimetsien korkeuden vaikutusta uudistuskypsiä tuoreiden kangasmetsien ydinalueen pinta-alaan (kuva 10). Vaikutus oli molemmilla alueilla huomattava, Kuhmossa 32 ja Lohikoskella 23 prosenttiyksikköä (taulukko 2).

Taulukko 2. Vanhan ja uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän kokonaispinta-ala, ydinalueen kokonaispinta-ala ja osuus edellisestä, ydinalueiden lukumäärä sekä ytimettömien metsälaikkujen lukumäärä Kuhmossa ja Lohikoskella. Reunamallissa reunavyöhykkeen leveys on kaksi kertaa vanhan ja uudistuskypsän metsän ja siihen rajautuvien metsien puuston korkeusero. Ydinmallissa reunavyöhykkeen leveys on kaksi kertaa vanhan ja uudistuskypsän metsän puuston korkeus.

Tutkimus- alue	Vanha ja - uudistus- kypsä metsä yhteensä ha	Laikkujen lukumäärä	Ydinalueen pinta-ala ha(%)		Ydinten lukumäärä		Ytimettömien metsälaikkujen lukumäärä (%)	
			Reuna- malli	Ydin- malli	Reuna- malli	Ydin- malli	Reuna- malli	Ydin- malli
Kuhmo	2756.1	526	1786.9 (65)	927.2 (33)	787	771	10 (1)	40 (8)
Lohikoski	473.4	130	196.5 (42)	90.7 (19)	184	101	16 (12)	54 (42)

Ydinalueen kokonaispinta-ala ja sen suhteellinen osuus uudistuskypsien tuoreiden kangasmetsien pinta-alasta oli Kuhmossa suurempi kuin Lohikoskella. Tutkimusalueiden välinen ero ydinalueen osuudessa oli suurempi reunamallilla (23 %) kuin ydinmallilla (14 %) laskettuna. Ydinaluetta oli Kuhmossa ydinmallilla laskettuna suhteessa enemmän, koska metsälaikut olivat keskimäärin suurempia kuin Lohikoskella. Reunamallin suurempi ero johtui siitä, että Kuhmossa uudistuskypsät tuoreet kangasmetsät sijaitsivat usein suojelualueilla ja rajautuivat muihin vanhahkoihin metsiin kun taas Lohikoskella niitä ympäröivät yleensä eri-ikäiset nuoremmat talousmetsät.

Ydinalueen osuus kasvoi metsälaikun pinta-alan kasvaessa (taulukko 3). Kun naapurikuvioiden laatua ei otettu huomioon, oli alle viiden hehtaarin metsälaikkujen kokonaispinta-alasta ydintä Lohikoskella vain 4 % ja Kuhmossa 17 %. Yli 20 hehtaarin laikkujen pinta-alasta oli Lohikoskella ydintä 47 % ja Kuhmossa 55 % (kuva 11).

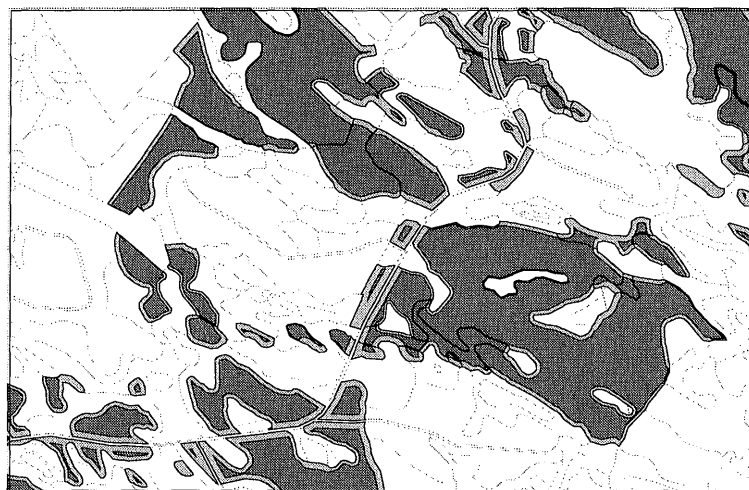


Kuhmon uudistuskypsiä tuoreiden kangasmetsien
ytimet ja 50 m reunavyöhykkeet

■ Ydinalue
■ 50 m reunavyöhyke



1 : 30 000



Kuhmon uudistuskypsiä tuoreiden kangasmetsien
ytimet ja viereisten kuvioiden korkeudella painotetut reunavyöhykkeet

■ Ydinalue
■ Reunavyöhyke

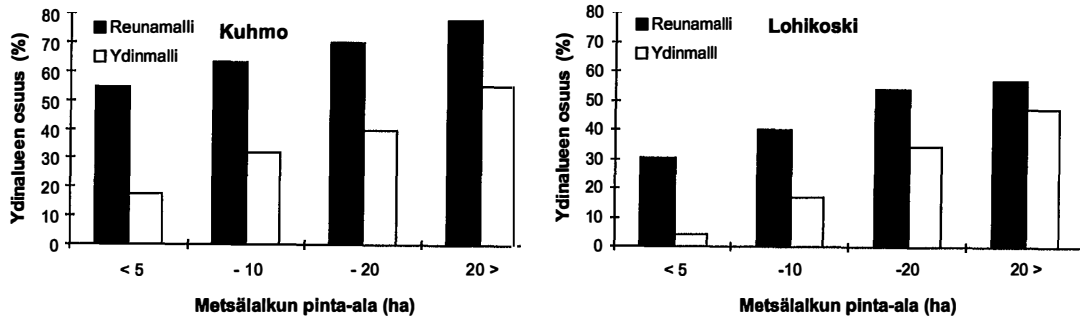
Kuva 10. Ydin-reunavyöhyke-analyysin periaate, esimerkkinä Kuhmon Honkavaara. Ylemmässä kuvassa reunavyöhykkeen leveys on kaksi kertaa puuston korkeus naapurikuvioiden laadusta riippumatta. Alemmassa kuvassa reunavyöhykkeen leveys on painotettu naapurikuvioiden korkeuserolla.

Taulukko 3. Metsälaikun koon, reunaviivan pituuden, muotoindeksin, ydinalueen pinta-alan, ydinten lukumäärän ja ydinalueen osuuden korrelaatioita Lohikoskella (taulukon alaosa) ja Kuhmossa (taulukon yläosa). Merkitsevyystasot Bonferronin korjauksen jälkeen: * $p < 0.05$, ** $p < 0.005$, *** $p < 0.0001$ (R) = reunamalli, (Y) = ydinmalli. Muotoindeksin (SI) arvo (0...1) on sitä suurempi, mitä lähempänä laikun muoto on ympyrää.

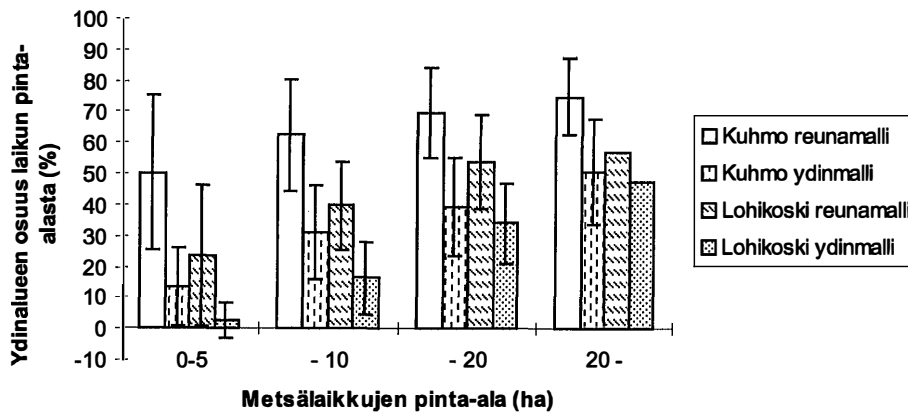
	Laikun pinta-ala	Reunaviivan pituus	Muotoindeksi (SI)	Ydinalueen pinta-ala (Y)	Ydinten lkm (Y)	Ydinalueen osuus (Y)	Ydinalueen pinta-ala (R)	Ydinten lkm (R)	Ydinalueen osuus (R)
Laikun pinta-ala		0.781***	0.348***	0.941***	0.328***	0.563***	0.977***	0.165 *	0.306***
Reunaviivan pituus	0.801***		0.745***	0.548***	0.663***	0.289***	0.710***	0.543***	0.245***
Muotoindeksi	0.336**	0.720***		0.111	0.586***	-0.156*	0.270***	0.647***	0.051
Ydinalueen pinta-ala (Y)	0.866***	0.467***	0.090		0.080	0.592***	0.951***	-0.005	0.266***
Ydinten lkm (Y)	0.592***	0.658***	0.242	0.258		0.019	0.283***	0.482***	0.210***
Ydinalueen osuus (Y)	0.791***	0.409***	-0.027	0.850***	0.393***		0.553***	-0.115	0.436***
Ydinalueen pinta-ala (R)	0.934***	0.652***	0.210	0.919***	0.463***	0.830***		0.100	0.396***
Ydinten lukumäärä (R)	0.334**	0.546***	0.411***	0.069	0.439***	0.038	0.208		0.003
Ydinalueen osuus (R)	0.478***	0.324*	-0.013	0.415***	0.386***	0.555***	0.598***	0.250	

Naapurikuvioiden korkeus vaikutti voimakkaimmin pienten metsälaikkujen ydinalueen osuuteen. Kun naapurikuvioiden korkeus otettiin huomioon (reunamalli), kasvoi Lohikoskella ydinalueen osuus 30 %:iin alle viiden hehtaarin laikkujen pinta-alasta (muutos 26 prosenttiyksikköä) ja 57 %:iin yli 20 hehtaarin laikkujen pinta-alasta (muutos 10 prosenttiyksikköä). Kuhmossa muutos oli vielä suurempi. Alle viiden hehtaarin laikkujen ydinalueen kokonaispinta-ala kasvoi 38 prosenttiyksikköä ja yli 20 hehtaarin laikkujen 23 prosenttiyksikköä (kuva 11).

Reunamallin ja ydinmallin ero tuli hyvin esille myös verrattaessa ydinalueen osuuksien keskiarvoja eri kokoisissa laikuissa. Alle viiden hehtaarin metsälaikkujen ydinalueiden osuus oli Lohikoskella ydinmallilla laskettuna keskimäärin 3 % (keskihajonta 6) ja reunamallilla 23 % (keskihajonta 23). Yli kahdenkymmenen hehtaarin laikkujen pinta-alasta oli ydintä ydinmallilla 47 % ja reunamallilla 57 %. Kuhmossa alle viiden hehtaarin laikkujen pinta-alasta oli ydintä ydinmallilla keskimäärin 13 % (keskihajonta 13) ja reunamallilla 50 % (keskihajonta 25). Yli kahdenkymmenen hehtaarin laikkujen pinta-alasta ydintä oli vastaavasti keskimäärin 50 % (keskihajonta 17) ja reunamallilla 75 % (keskihajonta 12) (kuva 12).

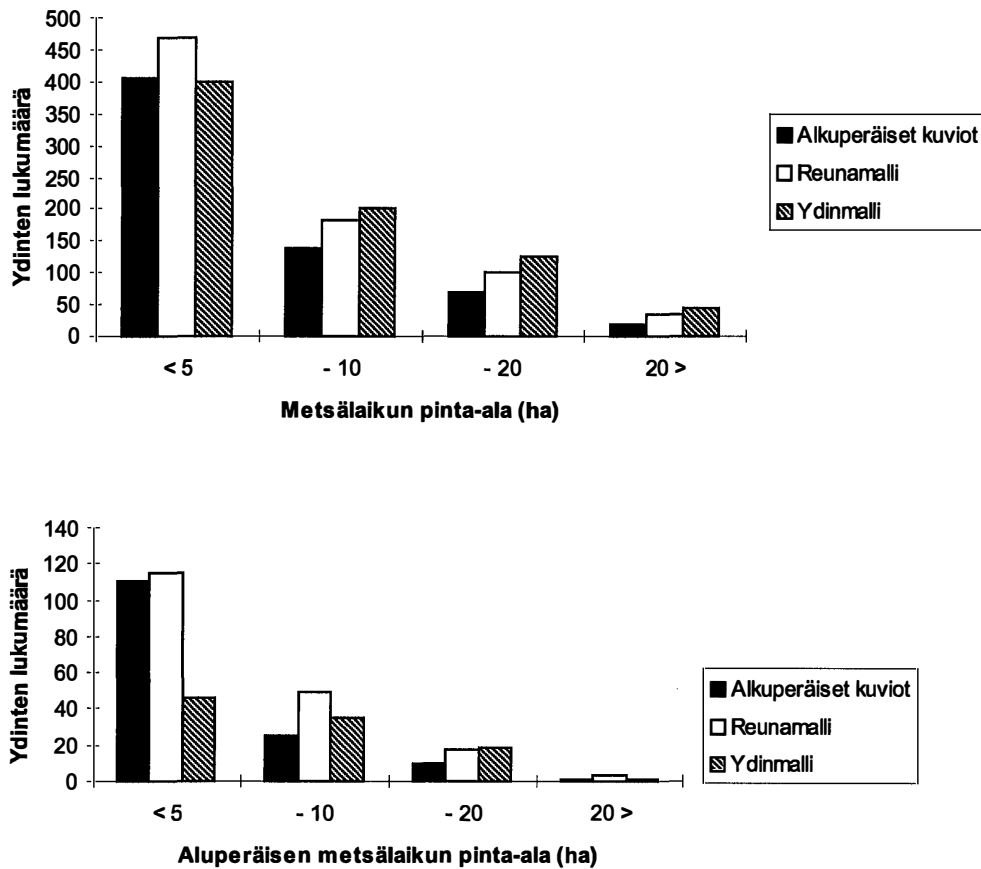


Kuva 11. Ydinalueen osuus metsän kokonaispinta-alasta erikokoisissa metsälaikuissa Kuhmossa ja Lohikoskella reuna- ja ydinmallilla laskettuna.



Kuva 12. Ydinalueen pinta-alan keskiarvo ja keskihajonnat erikokoisissa metsälaikuissa Kuhmossa ja Lohikoskella ydinmallilla ja reunamallilla laskettuna.

Reunavaikutuksen seurauksena ytimet hävisivät kokonaan pienistä, aukean ympäröimistä vanhoista ja uudistuskypsistä metsistä. Ytimet hävisivät ydinmallilla laskettuna Lohikoskella jopa 42 %:sta ja Kuhmossa 8 %:sta metsälaikuista. Kun naapurikuvion korkeus otettiin huomioon, hävisi ydinalue Kuhmossa Lohikoskella 12 %:sta ja Kuhmossa vain 1 %:sta metsälaikuista. Reunamallia käytettäessä kaikki metsälaikut, joista ytimet hävisivät, olivat alle viiden hehtaarin suuruisia. Ydinmallia käytettäessä ydin hävisi kokonaan myös muutamasta alle kymmenen hehtaarin metsälaikusta. Naapurimetsien korkeus vaikuttaa vanhan ja uudistuskypsän metsän ydinalueen kokonaispinta-alaan erityisen paljon alueilla, joissa vanhat ja uudistuskypsät metsät ovat pieniä ja erityyppisten talousmetsien ympäröimiä.



Kuva 13. Alkuperäisten metsälaikkujen ja reunamallin ja ydinmallin mukaisten ydinten lukumäärä erikokoisissa metsälaikuissa Kuhmossa (ylempi kuva) ja Lohikoskella (alempi kuva).

Epäsäännöllisen muotoisten metsälaikkujen ydinalue jakaantui toisinaan useaan reunavyöhykkeen eristämään osaan. Erillisiä ydinalueita oli Kuhmossa ydinmallilla laskettuna 47 % enemmän kuin alkuperäisiä metsälaikkuja. Lohikosken pienistä laikuista hävisi ydinmallia käytettäessä ydinalueita enemmän kuin uusia syntyi. Erillisiä ytimiä oli Lohikoskella ydinmallilla laskettuna vain 78 % alkuperäisten metsälaikkujen lukumäärästä. Kun naapurimetsien korkeus otettiin huomioon reunavaikutusta laskettaessa, muodostui molemmille alueille enemmän ytimiä kuin alkuperäisiä kuvioita (kuva 13). Naapurimetsien käsittely vaikuttaa tulosten perusteella ratkaisevasti pienten metsälaikkujen ydinalueen säilymiseen ja ydinten lukumäärään (taulukko 2 ja 3).

6 TULOSTEN TARKASTELU JA JOHTOPÄÄTÖKSET

6.1 Tutkimusalueiden edustavuus

Tutkimusalueet ovat metsänkäsittelyhistorialtaan hyvin erilaisia, mikä todennäköisesti vaikuttaa jäljellä olevien metsien laatuun. Lohikosken vanhat ja uudistuskypsät metsät ovat olleet kauemmin erillään laajoista yhtenäisistä metsämantereista kuin Kuhmon metsät. Kuhmossa metsien intensiivinen nykymuotoinen talouskäyttö alkoi syrjäisimmillä alueilla vasta parikymmentä vuotta sitten. Kuhmon tutkimusalueeseen kuuluva Teeri-Lososuon soidensuojelualue on lähes luonnontilainen ja yhtenäinen suo-metsämosaiikki. Tutkimusalueiden vanhojen ja uudistuskypsien metsien rakenteellisista ja lajiston eroista johtuen yksittäisiä metsälaikkuja ei voida suoraan verrata keskenään. Teoreettiseen pirstoutumistarkasteluun tutkimusalueet sen sijaan soveltuvat hyvin.

6.2 Vanhojen ja uudistuskypsien metsien pirstoutuneisuus Kuhmossa ja Lohikoskella

Saundersin ym. (1991) mukaan kaikki metsälaikut ovat enemmän tai vähemmän alttiita reunavaikutuksesta ja laikkujen välisestä etäisyydestä eli isolaatiosta johtuville ekologisille ja rakenteellisille muutoksille. Näiden muutosten voimakkuus riippuu tarkasteltavan lajiryhmän ohella metsälaikkujen koosta, muodosta ja sijainnista suhteessa muihin samankaltaisiin metsälaikkuihin sekä ympäristöön. Tarkastelen seuraavassa Kuhmon ja Lohikosken vanhan ja uudistuskypsän metsän laikkujen kokoa, muotoa ja sijaintia suhteessa lajien leviämismahdollisuuksista ja reunavaikutuksesta tehtyihin aikaisempiin tutkimuksiin.

6.2.1 Metsälaikun koko

Molempien tutkimusalueiden uudistuskypsän tuoreen kangasmetsän laikuista valtaosa oli pieniä, alle viiden hehtaarin suuruisia. Yli kahdenkymmenen hehtaarin suuruisia metsälaikkuja oli Lohikoskella vain yksi ja Kuhmossakin vain muutama.

Metsälaikun pinta-ala kuvastaa siinä elävien populaatioiden kokoa ja pysyvyyttä. Pienissä elinympäristölaikuissa elävät pienet populaatiot tuhoutuvat helposti jo satunnaisesta syystä, kun taas suuret elinympäristölaikut voivat ylläpitää suuria ja pysyviä populaatioita. Suuret metsälaikut voivat toimia lähdehabitaatteina, joista siirtyy yksilöitä lähistöllä sijaitseviin pieniin samankaltaisiin elinympäristöihin, jotka yksinään eivät olisi elinkelpoisia. Esimerkiksi Kuhmon Honkavaaran aarnialuetta ympäröivien talousmetsien pienialaisista lahoppuulaikuista tavattiin satunnaisesti Honkavaarassa runsaslukuisia vanhoille kuusivaltaisille metsille tunnusomaisia kovakuoriaisia (Siitonen 1999). Harvojen laajojen yhtenäisten vanhan metsän alueiden säilyttäminen on tärkeää niiden lähistöllä sijaitsevien pienten vanhan metsän laikkujen lajiston ylläpitämiseksi.

6.2.2 Ydinalueen osuus ja pinta-ala

Reunavaikutusanalyysin tulosten perusteella metsälaikun koko, muoto ja naapurikuvioiden laatu vaikuttavat ratkaisevasti ydinalueen pinta-alaan ja osuuteen. Jos tarkastellut metsälaikut sijaitsisivat avotilan keskellä, häviäisi ydinalue kokonaan Kuhmossa 8 %:sta ja Lohikoskella jopa 42 %:sta metsälaikuista, joista lähes kaikki olivat alle viiden hehtaarin suuruisia. Kun naapurimetsien korkeus otettiin huomioon hävisi ydinalue Lohikoskella vain 12 %:sta ja Kuhmossa 1 %:sta metsälaikuista. Ydinalueen pinta-ala ja osuus kasvoivat metsälaikun koon kasvaessa. Suuret metsälaikut suojelevat pinta-alaan nähden tehokkaammin alkuperäistä elinympäristöä kuin pienet metsälaikut, koska niiden pinta-alasta oli suurempi osa ydinaluetta. Vastaaviin tuloksiin ovat päätyneet mm. Laurance & Yensen (1991)

Naapurikuvion laatu vaikutti voimakkaimmin pienten, alle viiden hehtaarin metsälaikkujen ydinalueen pinta-alaan. Mitä enemmän naapurikuviot poikkesivat toisistaan, sitä suurempi oli niiden välinen reunavaikutus ja sitä pienempi ydinalueen pinta-ala. On syytä huomata, että tutkimuksessa tarkasteltiin ainoastaan naapurikuvioiden puuston korkeutta tällä hetkellä. Esimerkiksi naapurikuvion hakkuu kymmenen vuotta sitten voi edelleen näkyä lajistossa aikaviiveen vuoksi, vaikka metsä olisikin jo kasvanut korkeaksi ja laskennallinen reunavaikutus sen vuoksi pienentynyt. Samalla mallilla voidaan hyvin tarkastella reunavaikutuksessa ajan myötä tapahtunutta muutosta.

Ydinalueen osuus oli suurin ympyrän muotoisissa metsälaikuissa ja pieneni kuvion epäsäännöllisyyden lisääntyessä. Muoto vaikutti eniten pienten metsälaikkujen ydinalueen osuuteen. Suurin osa tutkimusalueiden metsälaikuista oli muodoltaan epäsäännöllisiä ja pinta-alaltaan pieniä, joten ydinalue hävisi kokonaan monista metsälaikuista. Epäsäännöllisen muotoisissa metsälaikuissa ydinalue jakaantui useammin moneen reunavyöhykkeen toisistaan erottamaan osaan kuin ympyrän muotoisissa. Lähes ympyrän muotoiset metsälaikut ylläpitävät tulosten perusteella pinta-alaansa nähden tehokkaammin alkuperäistä elinympäristöä kuin epäsäännöllisen muotoiset metsälaikut.

Vertaamalla yksittäisten metsälaikkujen ydinalueen osuutta voidaan arvioida niiden tehokkuutta alkuperäisen elinympäristön säilyttäjinä. Metsälaikku, jonka pinta-alasta suurin osa on ydintä, suojelee alkuperäistä elinympäristöään tehokkaammin kuin laikku, joka on pääasiassa reunaa. Metsälaikun kokonaispinta-alaan ja reunamallilla lasketun ydinalueen pinta-alaan erotus kuvastaa naapurikuvioiden käsittelyn vaikutusta. Samalla periaatteella voidaan arvioida metsälaikun käsittelyn vaikutusta ympäröivien metsien ydinalueen pinta-alaan. Laajentamalla analyysi kattamaan kaikki metsälaikut voidaan vertailla alue-ekologisia suunnitelmia, suojelusuunnitelmia tai hakkuusuunnitelmia. Vertaamalla erilaisien hakkuusuunnitelmien ydinalueen osuutta toisiinsa voidaan hakkuut suunnata siten, että reunavaikutus pysyy pitkällä tähtäimellä vakiona tai vähenee. Empiirisen tiedon karttuessa voidaan mallilla vertailla erityyppisten hakkuiden vaikutusta jopa yksittäisten lajien elinmahdollisuuksiin. Tässä esitettyyn reuna-

malliin voidaan lisätä metsän korkeuden rinnalle muita kasvupaikan laatua kuvaavia tunnuksia, kuten puulajivalikoima, metsän tiheys ja aikaisempi korkeus.

Taloustmetsien käsittely vaikuttaa olennaisesti reunan ja ydinalueen suhteeseen. Erityisesti pieniä vanhojen metsien suojelualueita, avainbiotooppeja ja askelkiviä reunustavien metsien hakkuisiin tulisi kiinnittää huomiota. Reunavaikutusta voidaan olennaisesti vähentää käsittelemällä vanhan metsän laikkujen ympäristö sektoreittain, jolloin voimakas reunavaikutus kohdistuu kerrallaan vain pieneen osaan metsälaikkua (Harris 1984). Jättämällä tai ennallistamalla vanhojen kuusi-valtaisten metsien ympärille reunavaikutusvyöhykkeen levyinen suojavyöhyke voidaan tehostaa suojellun alueen toimivuutta vanhan metsän lajiston säilyttäjä-
nä. Porrastetusti käsitellyillä reunavyöhykkeillä voidaan todennäköisesti vähentää myös taloudellisesti merkittävien tuulenkaatojen määrää (ks. esim. Peltola 1996). Suojavyöhykkeiden leveyteen, rakenteeseen ja ekologiseen merkitykseen liittyviä kokeellisia tutkimuksia käynnistyi vuonna 1997 muun muassa maa- ja metsätalousministeriön ja Metsähallituksen yhteistyönä. Näiden tutkimusten tulokset tuovat todennäköisesti lisävalaistusta eri-ikäisten metsien luoman reunavaikutuksen ekologiseen merkitykseen.

6.2.3 Metsälaikkujen väliset etäisyydet

Lajien leviämismahdollisuuksien arviointia vaikeuttaa vanhoihin metsiin erikoistuneiden lajien leviämisbiologian puutteellinen tuntemus. Metsälaikut, joiden välinen etäisyys on pienempi kuin lajin leviämisen maksimietäisyys, muodostavat ainakin teoriassa lajin kannalta laikkuryhmän, jonka sisällä laji voi levitä laikusta toiseen. Lajilla, jonka leviämisen maksimietäisyys on esimerkiksi 50 metriä, oli käytettävissään Kuhmossa parhaimmillaan 612 hehtaarin ja Lohikoskella 59 hehtaarin suuruinen laikkuryhmä. Suurimmat laikkuryhmät eri etäisyysvyöhykkeillä löytyivät Kuhmossa Teeri-Lososuon soidensuojelualueelta, joka edusti tutkimusaineistossa luontaisesti osiin jakaantunutta metsäaluetta. Lohikoskella uudistuskypsät metsät ja niistä muodostuneet laikkuryhmät olivat keskimäärin pienialaisempia kuin Kuhmossa. Suurimmat laikkuryhmät muodostuivat Kokkolansalon ja Kivijärven aarnialueiden ympärille.

Toisiinsa yhdistyvien metsälaikkujen lukumäärän ja laikkuryhmien pinta-alan muutosta eri leviämisetäisyyksillä kuvattiin isolaatiokäyrillä (kuva 6 ja kuva 7). Kuhmossa isolaatiokäyrä laski jyrkemmin kuin Lohikoskella eli erillisten laikkujen määrä väheni nopeammin leviämisetäisyyden kasvaessa (kuva 6). Tulos johtui Kuhmon metsälaikkujen suuremmasta koosta ja pienemmästä laikkujen välisestä etäisyydestä. Isolaatiokäyrien avulla voidaan vertailla saman alueen vaihtoehtoisia alue-ekologisia suunnitelmia sekä hakkuu- ja suojelusunnitelmia joko toisiinsa tai suunnittelualueelle asetettuun tavoitetasoon. Isolaatiokäyrän muoto kuvastaa paremmin elinympäristön pirstoutuneisuuden muutosta eri leviämisetäisyyksillä kuin satunnaisesti valittua leviämisetäisyyttä. Käyrän avulla voidaan havaita nopeat muutokset isolaatioasteessa ja elinympäristöverkoston alueelliset puutteet. Esimerkiksi Kuhmon suurimman laikkuryhmän pinta-ala kasvoi 70 prosenttiyksikköä, kun leviämisetäisyys kasvoi 100 metristä

200 metriin. Lajeilla, jotka pystyvät ylittämään 200 metriä, on Kuhmossa teorias-
sa käytettävissään olennaisesti suurempi pinta-ala kuin maksimissaan 100 metriä
leviävillä lajeilla.

Lajien leviämisbiologia vaikuttaa ratkaisevasti pirstoutuneissa elinympäristöissä
elävien populaatioiden säilymiseen. Yleisen isolaatioita kuvaavan tunnuksen tai
"optimaalisen isolaatiokäyrän" kehittäminen on vaikeaa, koska eri lajien le-
viämiskyky vaihtelee suuresti. Esimerkiksi tuulen mukana leviävät itiöt voivat
lentää kilometrien päähän, mutta itiöistä vain osa säilyy hengissä ja itävistäkin
itiöistä vain osa osuu sopiviin elinympäristöihin. Tiet ja avohakkuut voivat
muodostaa leviämisesteitä linnuille, selkärangattomille ja nisäkkäille, jotka eivät
miehellään ylitä avotilaa (Forman 1995, Gustafsson & Hansson 1997, Mikunski
1995). Lähellä toisiaan sijaitsevat pienialaiset metsälaikut voivat muodostaa mo-
nien metsälintujen kannalta lähes yhtenäisen elinympäristön (Virkkala 1996,
Raivio 1994, Haila 1994).

Isolaatioanalyysin lähtökohtana on, että tarkasteltava elinympäristö on pirstou-
tunut ja että pirstoutuminen haittaa lajeja. Tällaisia elinympäristöjä ovat esimer-
kiksi metsät, joissa on runsaasti järeää kuusilahopuuta ja joissa vallitsee kostea ja
vakaa pienilmasto (ks. mm. Esseen ym. 1997). Isolaatioanalyysillä voidaan tun-
nistaa aukkoja elinympäristölaikkujen muodostamisessa verkostoissa ja vertailla
yksittäisten laikkujen yhdistävää merkitystä. Talousmetsät eivät kuitenkaan ole
kaikkien vanhoissa metsissä elävien lajien kannalta täysin kelvottomia elinym-
päristöjä tai leviämisyhteyksiä. Osa lajeista voi säilyä lyhytaikaisesti talousmet-
sissä, mutta populaation säilyminen elinkelpoisena edellyttää pysyvän suuren
populaation esiintymistä leviämiseitäisyyden päässä. Absoluuttisen etäisyyden
ohella voidaan isolaation mittana käyttää vanhan metsän laikkuja erottavan
elinympäristön laadulla tai pirstoutumisesta kuluneella ajalla painotettua etäi-
syyttä.

Teoreettisten leviämiseitäisyyksien sijaan voidaan malliin sovittaa empiirisellä
tutkimuksella kerättyä tietoa lajien leviämisen minimieitäisyyksistä. Aiheeseen
liittyviä tutkimuksia käynnistyi vuonna 1997 Suomen Akatemian biodiversiteet-
tiahjelmaan liittyen muun muassa maa- ja metsätalousministeriön, ympäristö-
ministeriön ja Suomen Akatemian rahoituksella.

6.2.4 Ekologiset yhteydet

Lajien leviämistä elinympäristölaikusta toiseen pyritään helpottamaan luomalla
toisistaan muuten eristyneiden metsäalueiden väliin ekologisia yhteyksiä (Gus-
tafsson & Hansson 1997). Ekologisten yhteyksien valintaa varten laskettiin,
kuinka monta metsälaikkuja ja kuinka suuren pinta-alan yksittäinen metsikkö
yhdistää eri etäisyyksillä.

Yksittäinen metsälaikku saattoi molemmilla alueilla yhdistää toisiinsa tietyllä
etäisyysvyöhykkeellä kymmenien metsälaikkujen muodostamia, satojen hehta-
rien laajuisia kokonaisuuksia. Tällaista yhdistäjämetsää voidaan pitää aluetasolla

arvokkaana ekologisena yhteytenä, koska se mahdollistaa ainakin teoriassa lajien leviämisen laikkuryhmästä toiseen. Käytännössä ekologinen yhteys lisää tietyllä etäisyysvyöhykkeellä yhdistyvän elinympäristön kokonaispinta-alaa ja parantaa siten pirstoutumisesta kärsivien lajien elinmahdollisuuksia.

Ekologisten yhteyksien suunnittelussa on syytä pitää mielessä, että läheskään kaikki lajit eivät suunnista aktiivisesti metsälaikusta toiseen "askelkiviä" tai muita ekologisia yhteyksiä pitkin. Monien sienten ja kasvien siemenet ja itiöt leviävät tuulen mukana enemmän tai vähemmän satunnaisesti. Nämäkin lajiryhmät leviävät kuitenkin helpommin lähelle kuin kauas. Kulkureittien sijaan voikin olla perustellumpaa luoda tai jättää pirstoutumisesta kärsiville lajeille sopivia elinympäristölaikkuja nykyisten elinympäristöjen väliin. Tällaiset ekologiset yhteydet toimivat samanaikaisesti sekä elinympäristöinä että leviämisreitteinä (Gustafsson & Hansson 1997). Isolaatioanalyysillä voidaan laskea sopivien elinympäristölaikkujen etäisyys esimerkiksi nykyisin tunnettujen vanhan metsän kääpälajien kasvupaikoista. Tietoa voidaan soveltaa askelkivien ja suojavyöhykkeiden suunnitteluun.

6.3 Alueelliset indikaattorit

Metsälaikun arvoon vaikuttavat sen laatu erillisenä luontokohteena ja merkitys osana laajaa metsämosaiikki (Noss 1990). Monimuotoisuuden arviointimenetelmässä käytettävät tunnuksot (indikaattorit) on jaettu vastaavasti metsälaikun laatua ja alueellista arvoa kuvaaviin indikaattoreihin (Siitonen & Tanskanen 1999).

Metsälaikun laatua arvioidaan puuston, luontokohteiden, indikaattorilajiryhmien ja lajien perusteella (Siitonen 1999). Laadullisten ominaisuuksien perusteella metsälaikut ryhmitellään elinympäristöiksi. Yksittäisten elinympäristölaikkujen ja niistä koostuvien samaa elinympäristötyyppiä edustavien laikkuryhmien monimuotoisuutta alueellisella tasolla arvioidaan metsälaikun ja laikkuryhmien pinta-alaan, suojelun tehokkuuteen (ydinalueen pinta-alaan ja osuuteen), metsälaikkujen ryhmittymiseen ja yhdistävyyteen liittyvillä tunnuksilla (taulukko 4). Tunnukset lasketaan yksittäisille metsälaikuille, samaan elinympäristötyyppiin kuuluvien metsälaikkujen muodostamille laikkuryhmille ja koko metsämosaiikille. Näiden alueellisten indikaattorien avulla voidaan arvioida tiettyihin elinympäristöihin erikoistuneiden lajien elinmahdollisuuksia, kun lajikohtaista tietoa lajien minimivaatimuksista on saatavilla.

Alueelliset indikaattorit on esitetty taulukossa 4. Metsälaikun pinta-alaa mitataan absoluuttisella pinta-alalla tai ydinalueen pinta-alalla. Metsälaikun pinta-alaa käytetään silloin, kun reunavaikutuksella ei ole merkitystä tarkasteltavan elinympäristön tai lajin suhteen. Ydinalueen osuus kuvastaa metsälaikun tehokkuutta alkuperäisen elinympäristön ylläpitäjänä. Metsälaikku, jossa ydinalueen osuus on suuri, suojelee alkuperäistä elinympäristöä tehokkaammin kuin laikku, josta suurin osa on reunaa. Metsälaikun kokonaispinta-alan tai ydinalueen osuus elinympäristön kokonaispinta-alasta mittaa metsälaikun alueellista merkitystä.

Taulukko 4. Alueellisen monimuotoisuuden indikaattorit

Indikaattori	Metsälaikku	Laikkuryhmä
Koko	Metsälaikun ja ydinalueen pinta-alat	Laikkuryhmän ja ydinalueiden kokonaispinta-alat eri etäisyyksillä Laikkuryhmään eri etäisyyksillä yhdistyvien metsälaikkujen kokojakauma
Alueellinen merkitys	Metsälaikun/ydinalueen osuus elinympäristön kokonaispinta-alasta	Laikkuryhmän/ydinalueen osuus elinympäristön kokonaispinta-alasta eri etäisyyksillä
Tehokkuus	Ydinalueen osuus metsälaikun pinta-alasta	Ydinalueen osuus laikkuryhmän pinta-alasta eri etäisyyksillä
Naapurikuvioiden vaikutus metsälaikkuun	Metsälaikun pinta-alan ja ydinalueen pinta-alan erotus	Laikkuryhmän pinta-alan ja ydinalueen pinta-alan erotus
Metsälaikun vaikutus naapurikuvioihin	Naapurikuvioiden reunavyöhykkeen pinta-ala	Naapurikuvioiden reunavyöhykkeiden pinta-alat
Isolaatio	Metsälaikkuun eri etäisyyksillä yhdistyvien samanlaisten metsien kokonaispinta-ala ja lukumäärä	Laikkuryhmään eri etäisyyksillä yhdistyvien metsälaikkujen pinta-ala ja lukumäärä, isolaatiokäyrän muutokset
Yhdistävyys	Metsälaikun välityksellä toisiinsa eri etäisyyksillä yhdistyvien metsien pinta-ala ja lukumäärä	Yksittäisten metsälaikkujen käsittelyn vaikutus toisiinsa yhdistyvien laikkujen määrään ja pinta-alaan, metsälaikun keskeisyys

Metsälaikun naapurikuvioihin aiheuttama reunavaikutus kuvastaa metsälaikun käsittelyn tai suojelun vaikutusta naapurikuvioiden ydinalueen pinta-alaan.

Metsälaikun eristyneisyyttä mitataan siihen eri etäisyysvyöhykkeillä yhdistyvien samantyyppiset elinympäristöjen pinta-alalla ja lukumäärällä. Metsälaikku, johon yhdistyy pienellä etäisyydellä useita metsälaikkuja ja suuri pinta-ala, on arvokkaampi kuin eristynyt metsälaikku.

Metsälaikun yhdistävyttä mitataan sen välityksellä toisiinsa yhdistyvien samantyyppisten metsälaikkujen pinta-alalla. Laikut, jotka yhdistävät toisiinsa suurimman pinta-alan pienimmällä etäisyysvyöhykkeellä, saavat eniten pisteitä. Toisiinsa useita muita laikkuja yhdistävä metsälaikku vähentää pirstoutumista tehokkaasti. Kahdesta muuten samanlaisesta laikusta tällaista välittäjämetseen voidaan pitää alue-ekologisessa mittakaavassa arvokkaana, koska se voi toimia ekologisena yhteytenä.

Koko elinympäristötyypille lasketaan periaatteessa samat tunnuksat kuin yksittäisille metsälaikuille. Elinympäristölaikkujen tai ydinalueiden sekä niistä eri etäisyyksillä muodostuvien laikkuryhmien kokojakauma ja lukumäärä kuvastavat elinympäristön pirstoutuneisuutta. Eri suunnitelmavaihtoehtojen vaikutusta elinympäristön pirstoutumiseen pitkällä aikajänteellä voidaan arvioida vertaamalla simuloituja isolaatiokäyriä toisiinsa. Ydinalueen osuudella voidaan verrata

esimerkiksi samalle alueelle tehtyä kahta vaihtoehtoista alue-ekologista suunnitelmaa toisiinsa.

Kuvioiden kokoon, reunaviivojen pituuteen, naapuruussuhteisiin ja isolaatioon liittyvät indikaattorit ovat laskettavissa metsätalouden kuviotietojen tai satelliittikuvien perusteella useimmilla kaupallisilla paikkatieto-ohjelmistoilla. Tässä esitetyt indikaattorit voidaan siksi laskea useimmilla paikkatietoavusteisilla metsäsuunnittelujärjestelmillä.

6.4 Indikaattoreiden käyttö monimuotoisuuden arvioinnissa ja alue-ekologisessa suunnittelussa

Alueellisia indikaattoreita voidaan käyttää metsälaikkujen monimuotoisuuden arvioinnissa samalla periaatteella kuin metsien laadullisia indikaattoreita. Monimuotoisuuden arviointia varten Metsähallitukselle tehdyssä MoniWin-ohjelmassa kuviot pisteytetään indikaattorien avulla hyvin monipuolisesti joko perinteisiä kohteiden arvojärjestykseen perustuvia (scoring) menetelmiä tai optimointimenetelmiä käyttäen (Siitonen & Tanskanen 1999).

Alueellisia indikaattoreita voidaan käyttää myös luonnonsuojelun, alue-ekologisen suunnittelun ja hakkuiden tavoitteiden asettelussa yhdessä metsälaikun laatua kuvaavien muuttujien kanssa (Angelstam 1997, Siitonen 1998, Siitonen & Tanskanen 1999). Vertaamalla esimerkiksi vanhojen metsien nykytilaa ja simuloitua luonnontilaa toisiinsa ja indikaattorilajien elinympäristön minimivaatimuksiin voidaan määritellä suojelulle ja ennallistamiselle pitkän tähtäimen tavoitteet. Tavoitepinta-alan ohella voidaan asettaa pitkän ja lyhyen tähtäimen tavoitteet myös pirstoutumisasteelle ja ydin-reunasuhteelle. Optimointimenetelmillä (ks. esim. Margules ym. 1988, Pressey & Nicholls 1989, Williams ym. 1996, Siitonen & Tanskanen 1999) voidaan hakea moniulotteisesti asetetut tavoitteet parhaiten saavuttavien metsälaikkujen joukko. Menetelmillä voidaan käytännössä valita esimerkiksi nykyisiä suojelualueita parhaiten sekä laadultaan, kooltaan että sijainniltaan täydentävät metsälaikut. Poistamalla näin valitusta kohdejoukosta yksi kohde kerrallaan voidaan arvioida yksittäisen metsälaikun vaikutusta suojelukohteiden ja askelkivien verkoston kattavuuteen ja edustavuuteen (Siitonen & Tanskanen 1999). Tavoitteiden määrittelyä vaikeuttaa ekologisen tiedon puutteellisuus.

Alueelliset indikaattorit ovat keskeisiä arvottamisperusteita esimerkiksi silloin, kun joudutaan valitsemaan säästettäviä tai ennallistettavia kohteita samantyyppisten, suojeluarvoltaan keskinkertaisten metsiköiden joukosta. Alueellisilla indikaattoreilla arvioidaan käytännössä esimerkiksi yksittäisten metsälaikkujen käsittelyn tai suojelun alue-ekologisia vaikutuksia. Metsälaikku, jonka hakkuu vähentää huomattavasti tietyllä etäisyysvyöhykkeellä toisiinsa yhdistyvän elinympäristön pinta-alaa (eli lisää pirstoutuneisuutta), on sijainniltaan luonnonsuojellisesti arvokas, mahdollinen askelkivi. Samana vuonna toteutettavat uudistushakkuut voidaan joko yksittäisiä metsäkuvioita tai elinympäristölaikkujen

verkostoa vertaamalla ja suunnitelmia simuloimalla suunnata siten, että laikkujen pirstoutuneisuus ja reunavaikutus eivät kasva yli tavoitetason. Samalla periaatteella voidaan valita ennallistettavia kohteita ja sijoittaa suojavyöhykkeitä metsälaikkujen ympärille. Alueellisia indikaattoreita testattiin vuonna 1998 Ilo-mantsin Koitajoella koko menetelmän testauksen yhteydessä (Siitonen & Tanskanen 1999).

6.5 Jatkotutkimukset

Alue-ekologisessa metsäsuunnittelussa sekä suojeluverkoston ja ennallistamisen suunnittelussa tarkastellaan käytännössä nykyisen suojelukohdeverkoston täydentämisvaihtoehtoja laajoilla metsäalueilla (Siitonen & Tanskanen 1999, Williams ym. 1996, Winston & Angermeier 1995, Tanskanen 1997). Jatkossa olisi syytä kiinnittää entistä enemmän huomiota suojelun pitkän ja lyhyen tähtäimen tavoitteiden asetteluun ja suojelun tuloksellisuuden arviointiin, jotta toimenpiteet saadaan kohdennettua oikein. Suojelun, ennallistamisen, puuntuotannon ja virkistyskäytön käytännön suunnittelumenetelmät olisi pitkällä aikajänteellä tarkoituksenmukaista yhdistää yhdeksi monitavoitteisen suunnittelun menetelmäksi, jonka avulla voitaisiin vertailla erilaisia tavoiteskenaarioita ja suunnitelmavaihtoehtoja monesta eri näkökulmasta (Angelstam 1997, Kangas ym. 1998, Kangas & Pukkala 1992, Siitonen 1998, Siitonen & Tanskanen 1999). Monitavoitteisen tarkastelun ja tavoitteiden asettelun avulla voidaan ennakoida ristiriitaitilanteita. Monimuotoisuuden arvioinnin ja alue-ekologisen suunnittelun menetelmiä voidaan ja tulisikin entistä enemmän soveltaa yli hallinnollisten rajojen.

Alueellisen monimuotoisuuden mittaamisessa käytettävien mallien täydentäminen ja testaaminen empiirisellä aineistolla on erityisen ajankohtaista alue-ekologisen suunnittelun yleistymisen myötä. Pirstoutumishistoriaan, lajien leviämiseen, reunavaikutukseen ja lajien dynamiikkaan liittyviä tutkimuksia käynnistyi vuonna 1997 Suomen Akatemian biodiversiteettiohjelman ja vanhojen metsien suojelun kompensatorahoituksen turvin (Jokimäki ym. 1998). Yksittäisten lajien ja kokonaisten lajiryhmien populaatiodynamiikan ja ekologian tutkimus on välttämätöntä, jotta teoreettisia malleja voidaan onnistuneesti soveltaa käytännössä. Näin erityisesti, koska monet pirstoutumiseen liittyvistä malleista on kehitetty alunperin trooppisissa ekosysteemeissä, jotka poikkeavat olennaisesti omistamme. Uusimman ekologisen tiedon soveltaminen käytännön metsä- ja suojelualueiden suunnitteluun edellyttää kuitenkin käytännön menetelmien – kuten optimointialgoritmien – jatkokehittämistä rinnan perustutkimuksen kanssa. Vain siten vältetään teorian ja käytännön väliseltä aikaviiveeltä, joka pahimmassa tapauksessa saattaa koitua metsäluontomme uhanalaisimpien edustajien kohtaloksi.

LÄHTEET

- Andrén, H. 1997: Habitat fragmentation and changes in biodiversity. – *Ecological Bulletins* 46:171–181.
- & Angelstam, P. 1993: Moose browsing on Scots pine in relation to stand size and distance to forest edge. – *Journal of Applied Ecology* 30(1):133–142.
- Angelstam, P. 1997: Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. – *Ecological Bulletins* 46:140–170.
- & Pettersson, B. 1997: Principles of present Swedish forest biodiversity management. – *Ecological bulletins* 46:191–203.
- Engelmark, O. 1987: Fire history correlations to forest type and topography in Northern Sweden. – *Annales Botanici Fennici* 24:163–168.
- , Bradshaw, R. & Bergeron, Y. (eds.) 1993: Disturbance dynamics in boreal forest. – *Special features in vegetation science* 3:729–832. Uppsala.
- Esseen, P. -A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. – *Ecological Bulletins* 46:16–47.
- Forman, R. T. T. 1995: Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. – Cambridge University Press, New York. 632 s.
- Gustafson, E. J. & Gardner, R. H. 1996: The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. – *Ecology* 77(1):94–107.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997: Corridors as conservation tool. – *Ecological bulletins* 46:182–190.
- Haila, Y. 1994: Metsän pirstoutuminen luonnonsuojeluekologisena ongelmana borealisessa metsävyöhykkeessä. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482:59–67.
- , Kouki, J., Niemelä, J., Niemelä, P. 1994: Metsätalouden vaikutukset borealisessa 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. 47 s.
- Hanski, I. 1994: Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. – *Trends in Ecology and Evolution* 9:131–135.

- Hanski, I. & Gilpin, M. (eds.) 1997: *Metapopulation biology: Ecology, genetics and evolution*. – Academic Press, London. 512 s.
- Hansson, L. (ed.) 1992: *Ecological principles of nature conservation. Applications in temperate and boreal environments*. – Elsevier Applied Science, London. 436 s.
- 1994: Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. – *Landscape Ecology* 9(2):105–115.
- (ed.) 1997: *Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity*. – *Ecological Bulletins* 46. 203 s.
- Harris, L. D. 1984: *The fragmented forest*. – The University of Chicago Press. 211 s.
- 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(3):97–113.
- , Kangas, J., Varmola, M. & Virtanen, E. (toim.) 1998: Alue-ekologista tietoa metsäsuunnitteluun. Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä 15.10.1997. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685. 116 s.
- Kangas, J., Kangas, A. & Store, R. 1998: Alue-ekologiset tarkastelut monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 685:11–18.
- & Pukkala, T. 1992: A decision theoretic approach applied to goal programming of forest management. – *Silva Fennica* 26:3:169–176.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996: Uhanalaiset käyvät Suomessa. – *Ympäristö-opas* 10. Suomen ympäristökeskus. 184 s.
- Kuusinen, M., Jääskeläinen, K., Kivistö, L., Kokko, A. & Lommi, S. 1995: Indikaattorijäkälän kartoitus Kainuussa. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 39. 24 s.
- Laurance, W. 1991: Edge effect in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. – *Biological Conservation* 57:205–219.
- & Yensen, E. 1991: Predicting the impact of edge effect in fragmented habitats. – *Biological Conservation* 55:77–92.
- Levins, R. 1969: Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. – *Bulletin of Entomological Society of America* 15:237–240.

- Margules, C. R., Nicholls, A. O. & Pressey, R. L. 1988: Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. – *Biological Conservation* 43:63–76.
- Matlack, G. R. 1993: Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. – *Biological Conservation* 66(3):185–194.
- 1994: Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. – *Journal of Ecology* 82(1):113–123.
- Metsäläki 1996: Sääöskokoelma 1094/1996.
- Mikusinski, G. 1995: Population trends in Black woodpecker in relation to changes in cover and characteristics of European forests. – *Ecography* 18:363–369.
- Mladenoff, D., Crow, T. & Pastor, J. 1994: Applying principles of landscape design and management to integrate old-growth forest enhancement and commodity use. – *Conservation Biology* 8(3):752–762.
- , White, M. & Pastor, J. 1993: Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. – *Ecological Applications* 3(2): 294–306.
- Noss, R. F. 1990: Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. – *Conservation Biology* 4:355–364.
- Pajunen, T., Haila, Y., Halme, E., Niemelä, J. & Punttila, P. 1995: Ground dwelling spiders (Archnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. – *Ecography* 18(1):62–72.
- Peltola, H. 1996: Model computations on wind flow and turning moment by wind for Scots pines along the margins of clear-cut areas. – *Forest Ecology and Management* 83:203–215.
- Peltonen, M., Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1997: Forest insects and environmental variation in stand edges. – *Silva Fennica* 31(2):129–141.
- Penttilä, R. 1994. Kainuun vanhojen metsien käöpälajisto. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 35. 60 s.
- Pressey, R. L. & Nicholls, A. O. 1989: Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. – *Biological conservation* 50:199–218.
- Raivio, S. 1994: Havumetsälinnuston vähimmäisvaatimukset. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482:11–115.

- Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993: Aldrig, Sällan, Ibland, Ofta. – Skog & Forskning 1:34–41.
- Rülcker, C., Angelstam, P., Rosenberg, P. 1994: Ekologi i skoglig planering – förslag på planeringsmodell i Skärna-projektet med naturlandskapet som förebild. – SkogForsk Redogörelse 8. 47 s.
- 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.
- (toim.) 1999: Monimuotoisuuden arviointi metsikkötasolla. – Käsikirjoitus, Metsähallituksen luonnonsuojelun arkisto, Vantaa. 104 s.
- , Penttilä, R., Korhonen, K., Kurkela, T., Kannelsuo, S., Rantakrans, E., Pesonen, R., Miquel, J., & Tuokkola, Y. 1999: Gone with the wind – spore dispersal study for landscape ecological forest planning. – Vaisala News 149:19–20.
- & Tanskanen, A. 1999: Monimuotoisuuden arviointimenetelmä (MONI-WIN). – Käsikirjoitus, Metsähallituksen metsätalouden arkisto, Vantaa. 64 s.
- SOU 1997: Skydd av skogsmark. Behov och kostnader. – SOU 1997:98. Miljö-
vårdsberedningen. 75 s. + bilagor.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994: Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. – Annales Zoologici Fennici 31:1:19–34.
- Tanskanen, A. 1997: Määrää vai laatua? – Linnut 1:28–29.
- Tolvanen, P. 1997: Luonnontilainen metsän ja suon reuna – tutkimus reuna-
vyöhykkeen leveydestä ja kasvillisuudesta. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A 84. 74 s.
- Virkkala, R. 1996: Metsien suojeleverkoston rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. – Luonto ja luonnonvarat 16. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 53 s.
- 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.

Winston, M. R. & Angermeier, P. 1995: Assessing conservation value using centers of population density. – *Conservation Biology* 9:1518–1527.

Zackrisson, O. 1977: Influence of forest fires on the North Swedish boreal forests. – *Oikos* 29:22–23.

Vuonna 1999 ilmestyneet Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

Sarja A

- No 95 Aapala, Kaisu & Lindholm, Tapio 1999: Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. 153 s. (80,-)
- No 96 Kajala, Liisa (toim.) 1999: Pöyrisjärven erämaa-alueen sekä Pöyrisvuoman ja Saaravuoman-Kuoskisenvuoman soidensuojelualueiden luonto ja käyttö. 166 s. (80,-)
- No 97 Pahtamaa, Tuukka 1999: Pohjoisen Merenkurkun saaristolinnusto. 91 s. (60,-)
- No 98 Koskimies, Pertti 1999: Siikalahden linnusto. 137 s. (80,-)

Sarja B

- No 49 Metsähallitus 1999: Valtavaaran ja Pyhävaaran luonnonsuojelualan runko-suunnitelma. 39 s. (60,-)
- No 50 Metsähallitus 1999: Kemihaaran erämaa-alueen hoito- ja käyttösuunnitelma. 51 s. (60,-)
- No 51 Below, A. & Vauramo, A. 1999: Metsähallituksen luonnonsuojelu. Vuosikertomus 1998. 80 s. (maksuton)