

KUVAILULEHTI

Julkaisija
Metsähallitus

Julkaisun päivämäärä
4.12.1998

Tekijät (toimielimestä: toimielimen nimi, puheenjohtaja, sihteeri)		Julkaisun laji	
Pasi Reunanen ja Ari Nikula		Tutkimus	
		Toimeksiantaja	
		Metsähallitus, Pohjanmaan-Kainuun luontopalvelut	
		Toimielimen asettamispyvm	
Julkaisun nimi			
Liito-oravan elinympäristöt ja maiseman rakenne Koillismaalla			
Julkaisun osat			
<p>Tiivistelmä</p> <p>Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, millaisissa metsissä liito-orava esiintyy Koillismaalla ja tarkastella lajin levittäytymismahdollisuuksia pohjoisessa metsämaisemassa. Liito-oravan asuttamien metsien rakenne kuvattiin yksityiskohtaisesti mittaamalla kuolleen ja elävän puuston rakenne liito-oravan asuttamissa metsänkohdissa ja satunnaispisteissä samalla metsäalueella. Liito-orava-alueiden maiseman rakenne analysoitiin lajille sopivien ekologisten yhteyksien arvioimiseksi satelliittikuva-aineiston ja paikkatietoanalyysien avulla. Tarkoitusta varten maisema luokiteltiin lisääntymis- ja levittäytymiskelpoisiin metsiin sekä lajille sopimattomiin elinympäristöihin. Vertailu tapahtui liito-oravan asuttamien metsäalueiden ja umpimähkään arvottujen vertailumaisemien välillä. Osa-tutkimusten perusteella laadittiin liito-oravaa koskevia metsänhoitosuosituksia metsätaloudellisen suunnittelun apuvälineeksi.</p> <p>Koillismaalla liito-oravia tavataan varttuneissa kuusivaltaisissa metsissä. Liito-oravan esiintymispaikat sijoittuvat pääsääntöisesti lehtipuustoihin metsänkohtiin. Elinympäristöjä luonnehtii erityisesti haavan runsas esiintyminen. Liito-oravametsien puusto on lisäksi järeämpää ja korkeampaa kuin Koillismaan kuusimetsissä yleensä. Näissä metsänkohdissa on myös enemmän lahoavia maapuita kuin vertailumetsissä. Liito-oravan elinympäristö on metsän sukcession lehtipuuvaihe, joka on Koillismaalla pitkälti vuosisadan alun pöimintahakkuiden ansiota ja vain osin seurausta metsissä luontaisesti tapahtuvasta pienaukkodynamiikasta.</p> <p>Tutkimuksen liito-oravat asuvat pääasiassa Koillismaan vanhojen metsien inventointialueilla. Metsäalueiden kokonaispinta-alat vaihtelivat muutamista neliökilometreistä lähes sataan neliökilometriin. Metsäalueet ovat paikallisen mittakaavan tasolla yhtenäisempiä kuin talousmetsämaisema yleensä. Liito-oravan levittäytyminen olemassa olevien luonnonmetsien sisällä näyttää olevan ongelmatonta. Sen sijaan suuremmalla mittakaavan tasolla, varttuneiden luonnonmetsien välillä, rikkonainen talousmetsämaisema voi jarruttaa lajin levittäytymistä.</p> <p>Osatutkimusten tulosten perusteella käytännön metsätalouden suunnittelussa on otettava huomioon sekä elinpiiri- että paikallinen taso. Elinpiiritasolla suunnittelun keskeisimmän tavoitteen tulisi olla liito-oravalle sopivien metsänkohtien yksityiskohtainen kartoittaminen ja niiden säilyttäminen luonnontilassa. Paikallisella tasolla tulisi varmistaa maiseman säilyminen yhtenäisenä ja peitteisenä varaamalla alueelle riittävästi levittäytymiseen kelpoisia metsiä. Maisematasolla – koko suunnittelualueella – pitää hahmottaa maiseman rakenteessa tapahtuvat muutokset ajan kuluessa ja huolehtia lehtipuuvaltaisten metsien tai metsänkohtien jättämisestä huomispäivän liito-oraville.</p>			
<p>Avainsanat</p> <p>Koillismaa, liito-orava, elinympäristöt, metsän rakenne, paikkatietojärjestelmät (GIS), maiseman rakenne, metsänkäsitely</p>			
<p>Muut tiedot</p> <p>Tutkimus on tehty Metsähallituksen Pohjanmaan-Kainuun luontopalveluiden ja Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusaseman välisenä yhteistyönä.</p>			
Sarjan nimi ja numero		ISSN	ISBN
Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 93		1235-6549	952-446-101-3
Kokonaissivumäärä	Kieli	Hinta	Luottamuksellisuus
52	suomi	60,-	julkinen
Jakaja		Kustantaja	
Metsähallitus, luonnonsuojelu		Metsähallitus	

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare
Forststyrelsen

Utgivningsdatum
4.12.1998

<p>Författare (uppgifter om organet, organets namn, ordförande, sekreterare)</p> <p>Pasi Reunanen och Ari Nikula</p>	<p>Typ av publikation</p> <p>Forskning</p> <p>Uppdragsgivare</p> <p>Forststyrelsen, Österbottens-Kajanalands naturtjänster</p> <p>Datum för tillsättandet av organet</p>		
<p>Publikation</p> <p>Flygekorrens livsmiljöer och landskapsstrukturen i nordöstra Österbotten</p>			
<p>Publikationens delar</p>			
<p>Referat</p> <p>Målet för undersökningen var att utreda strukturen i de skogar i vilka flygekorren förekommer i nordöstra Österbotten samt analysera artens möjligheter att breda ut sig i det nordliga skogslandskapet. Strukturen i de skogar som beboddes av flygekorre beskrevs i detalj genom mätning av det döda och det levande beståndets struktur i de delar av skogen där flygekorrar hade sitt bo samt slumpmässigt på punkter inom andra delar av samma skogsområde. Med hjälp av satellitbildsmaterial och analys av lokal geografisk information analyserades strukturen i de landskap flygekorrområdena befann sig för att sålunda bedöma de för arten lämpliga ekologiska sambanden. I detta syfte indelades landskapet i reproduktions- och spridningsdugliga skogar samt för arten olämpliga livsmiljöer. Jämförelse gjordes mellan av flygekorrar bebodda skogsområden och slumpmässigt samplade jämförelselandskap. Utgående från delundersökningar utarbetades skogsskötselrekommendationer gällande flygekorren att tjäna som hjälpmedel vid planeringen av skogsbruket.</p> <p>Inom nordöstra österbotten påträffas flygekorrar i äldre grandominerade skogar. I första hand är de platser där flygekorrar förekommer lokaliserade till lövträdsdominerade avsnitt i skogen. Särskilt karaktäristiskt för livsmiljöerna är en riklig förekomst av asp. De bestånd i vilka flygekorrarna håller till är dessutom grövre och högre än i allmänhet i nordöstra österbottens granskogar. I avsnitten ifråga i skogen finns det också mera döda lågor än i jämförelseskogarna. Flygekorrens livsmiljö motsvarar lövträds-skedet i skogens succession. Rätt långt är detta en följd av de plockningshuggningar som utfördes i början av seklet och endast till en del en följd av den pågående naturliga dynamik som bygger på de små öppningar som fortlöpande uppstår i skogen.</p> <p>De flygekorrar som varit föremål för undersökningen finns i huvudsak inom de områden i nordöstra Österbotten där inventeringar av gamla skogar utförts. De totala arealerna för dessa skogsområden varierade från några kvadratkilometer till närmare hundra kvadratkilometer. I regel är dessa skogsområden på lokal nivå enhetligare än ekonomiskoglandskapet i allmänhet. Flygekorrarnas spridning inom de naturskogar som redan finns förefaller att kunna ske utan problem. Däremot kan det av splittrade ekonomiskogar präglade landskapet bromsa upp artens spridning i större skala mellan äldre naturskogar.</p> <p>Utgående från resultaten av delundersökningarna bör man vid planeringen av det praktiska skogsbruket beakta såväl flygekorrarnas livsmiljöer som den lokala nivån. Det centrala målet för planeringen på livsmiljönivå bör vara en detaljerad kartläggning av för flygekorrar lämpliga skogsavsnitt och bevarande av dessa avsnitt i naturtillstånd. På lokal nivå bör målet vara att säkra att landskapet bevaras enhetligt och skogstäckt genom att reservera tillräckligt med för spridningen användbara skogar inom området. På landskapsnivå - inom hela det område som skall planeras - bör de förändringar som med tiden kommer att inträffa i landskapets struktur tas i beaktande och försorg dras för att lövskogsdominerade skogar eller skogsavsnitt lämnas för morgondagens flygekorrar.</p>			
<p>Nyckelord</p> <p>Nordöstra Österbotten, flygekorre, livsmiljöer, skogens struktur, geografiskt informationssystem (GIS), landskapets struktur, behandling av skogen</p>			
<p>Övriga uppgifter</p> <p>Undersökningen har utförts i samarbete mellan Forststyrelsens naturtjänster i Österbotten-Kajanaland och Skogs-forskningsinstitutets forskningsstation i Rovaniemi.</p>			
<p>Seriens namn och nummer</p> <p>Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 93</p>	<p>ISSN</p> <p>1235-6549</p>	<p>ISBN</p> <p>952-446-101-3</p>	
<p>Sidoantal</p> <p>52</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>		

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	7
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	10
2.1	Tutkimusalueen kuvaus	10
2.1.1	Metsänkäsittelyhistoria tutkimusalueella	12
2.1.2	Kaskiviljely Koillismaalla	12
2.1.3	Vuosisadan alun metsänhoito	13
2.2	Liito-oravametsän paikannus ja metsän rakenteen kuvaaminen.....	14
2.3	Maisemarakenteen tulkinta satelliittikuva-aineiston ja paikkatietojärjestelmän avulla.....	16
2.4	Aineiston tilastollinen käsittely.....	18
3	TULOKSET	19
3.1	Liito-oravametsän rakenne	19
3.2	Maiseman rakenne Koillismaalla.....	23
4	POHDINTA	28
4.1	Liito-oravametsien rakenne Koillismaalla ja metsän sukkessio- kehitys	28
4.2	Koillismaan liito-oravat ja maiseman rakenteelliset ominaisuudet.....	30
5	JOHTOPÄÄTÖKSIÄ	33
6	TUTKIMUKSEN VIRHELÄHTEIDEN TARKASTELU	34
7	LAJIEN SUOJELU JA METSÄNHOITO.....	36
7.1	Muutama esimerkki meiltä ja muualta	36
7.2	Liito-orava ja metsänhoito Suomessa	38
7.3	Liito-orava ja metsänhoito Koillismaalla	38
7.4	Metsänkäsittelysuositukset pähkinänkuoressa.....	40
8	YHTEENVETO.....	41
	KIITOKSET	42
	LÄHTEET.....	43
	LIITTEET	
	Liite 1 Metsän rakennekuvauksissa käytetty maastolomake	51

1 JOHDANTO

Liito-orava (*Pteromys volans*) on pohjoisen havumetsävyöhykkeen laji. Siperialaisen faunatyypin edustajana sen levinneisyysalue ulottuu Suomesta ja Baltiasta yli koko Siperian taigan aina Japanin pohjoisosiin saakka (Ognev 1940, Siivonen & Sulkava 1994). Meillä liito-oravan pääesiintymisalue on Etelä-Suomessa, mutta lajia tavataan pohjoisessa säännöllisesti vielä Koillismaata myöten, joskin lajin esiintymiskuva pohjoisessa käy selvästi laikuttaiseksi.

Liito-oravan mielielinympäristöä ovat vanhat sekametsät. Lehtipuista koivun, lepän ja erityisesti haavan esiintymistä ravinto- ja kolopuina sekä suurten kuusten antamaa suojaa petoeläimiltä pidetään liito-oravan viihtymiselle tärkeinä metsänpiirteinä (Eronen 1991). Liito-orava hyväksyy myös kulttuuriympäristön asuinalueekseen. Vanhojen sekametsien puutteessa se asuttaa Etelä-Suomessa yleisesti peltojen reunametsiä, rantakoivikoita, puronvarsien lepikoita ja pihvoja (Sulkava ym. 1994, Wistbacka ym. 1996). Koillismaalla liito-oravan on kuitenkin toistaiseksi todettu esiintyvän lähes poikkeuksetta varttuneissa luonnonmetsissä.

Tieteellisesti liito-oravaa on maassamme tutkittu sangen vähän. Maisemaekologisesta näkökulmasta katsoen lajin perusbiologian tuntemus on vielä lähes olematonta. Viime aikoina käynnistyneet telemetriatutkimukset tuovat arvokasta tietoa lajin elinympäristövaatimuksista ja elinympäristön valinnasta yleensä. Eteläsuomalaisessa talousmetsämaisemassa liito-oravan ydinlinjiin keskimääräiseksi kooksi on laskettu 0,5 hehtaaria. Ydinlinjiirilaikkuja on tavallisesti useita, ja ne sijaitsevat hajallaan kokonaisaktiivisuusalueella. Yksilöiden käyttämän aktiivisuusalueen koko on Etelä-Suomessa keskimäärin 6,5 hehtaaria (Hanski 1998). Pohjois-Suomen luonnonmetsissä lajin elinympäristön valinta ja elinpiirin koko ovat periaatteessa samanlaiset kuin Etelä-Suomessa (Reunanen ym. julkaisematon tieto). Lajin levittäytymiskäyttäytymistä on Suomessa arvioitu korvamerkinnoin. Tutkimuksissa poikasten on havaittu siirtyneen jopa muutaman kilometrin päähän synnyinmetsästään (Mäkelä 1996b). Kuitenkin levittäytymiseen kulunut aika, kuljettu reitti tai ympäristönvalinta tuolloin ovat yhä selvittämättä (ks. Johnson ym. 1992).

1970-luvulla tehdyt yleisökyselyt (Kaikusalo 1973) sekä pitkäaikaisten riistakyselyjen analysointi paljastivat, että liito-oravakannat olivat taantuneet niin Eteläkuin Pohjois-Suomessa kuluneen 30 vuoden aikana (Hokkanen ym. 1982). Huoli lajin nopeasta taantumisesta johti Maailman Luonnon Säätiön liito-oravatyöryhmän perustamiseen vuonna 1984. Työryhmän tavoitteena oli tutkia lajin biologiaa sekä selvittää sen levinneisyyttä ja uhkatekijöitä. Vuonna 1985 Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunta arvioi liito-oravan valtakunnallisesti uhanalaiseksi silmälläpidettäväksi lajiksi (Uhanalaisten... 1986). Lapista sen katsottiin hävinneen kokonaan ja Oulun läänissäkin liito-oravaa pidettiin erittäin uhanalaisena. Keskeisimmiksi kannanlaskun syiksi arvioitiin lehti- ja kolopuiden väheneminen ja metsien pirstoutuminen (Uhanalaisten... 1986). Vuonna 1991 punaisen kirjan toisessa ajanmukaistetussa laitoksessa liito-oravan uhanalaisluokitus pysyi lähes ennallaan, paitsi että Oulun läänissä lajia pidettiin nyt vaarantuneena (Uhanalaisten... 1992).

Koillismaalla kysymys liito-oravan elinympäristövaatimusten säilyttämisestä metsänhoidon yhteydessä on tullut ajankohtaiseksi vasta 1990-luvulla, jolloin Kainuun ja Koillismaan liito-oravapopulaatioiden tila alkoi hahmottua vanhojen metsien inventointien myötä. Käytännössä lajin pohjoiset populaatiot löydettiin uudelleen vasta tuolloin. Laji hyväksyttiin pian Metsähallituksen kohdelajiksi – erityisesti suojeltavaksi lajiksi, jonka tunnetut esiintymät on otettava huomioon metsänkäsittelyssä. Kohdelajien katsotaan myös ilmentävän erityisen arvokasta elinympäristöä (Metsähallitus 1997). Liito-oravalle ei kuitenkaan ole laadittu erillisiä elinympäristön hoito-ohjeita, kuten suurten petolintujen pesimäalueita tai metson soidinalueita varten on tehty.

Elinympäristöjen esiintyminen luonnossa laikkuina muodostaa peruslähtökohdan, kun laikuista koostuvien elinympäristökokonaisuuksien rakennetta pyritään ymmärtämään. Elinympäristöjen rakenne on seurausta toisaalta tekijöistä, jotka horjuttavat järjestystä (erilaiset häiriötekijät), toisaalta tekijöistä, jotka palauttavat järjestystä ja yhdenmukaistavat sitä (suksessiokehitys). Näistä tekijöistä johtuen kullakin alueella havaitaan aina eri vaiheissaan olevia laikkuja, jotka poikkeavat toisistaan mm. kasvillisuutensa, valtalajien iän tai kasvupaikkansa suhteen (Watt 1947, Wiens 1976). Tämä eri laikuista muodostuneiden alueiden mosaiikkiluonne vaikuttaa usealla tavalla eliölajeihin; se vaikuttaa esim. populaatioiden geneettiseen vaihteluun ja lajin runsauteen ja esiintymiseen ympäristössä. Sillä voi olla myös populaation jyrkkiä kannanvaihteluita tasaava vaikutus (Den Boer 1968, Levins 1970).

Boreaalisen havumetsävyöhykkeen metsät ovat lukuisten erilaisten metsätyyppien ja metsän eri kehitysvaiheiden muodostama kokonaisuus. Metsätyyppien kirjo metsämaisemassa on seurausta vaihtelevista kasvupaikkatekijöistä, metsän eri kehitysvaiheiden esiintyminen puolestaan johtuu kasvillisuusvyöhykkeelle ominaisesta häiriödynamiikasta. Metsäpalot, tuulenkaadot sekä hyönteisten ja sienitautien aiheuttamat paikalliset vauriot uudistavat luontaisesti metsiä ja palauttavat metsän kehityksen uudelleen alkuvaiheeseen (White 1979, Sousa 1984, Bonan & Shugart 1989, Rülcker ym. 1994, Syrjänen ym. 1994, Esseen ym. 1997). Häiriöiden esiintyminen pohjoisella havumetsävyöhykkeellä on niin tunnusomaista alueen metsille, että lauhkean vyöhykkeen ruohomaiden ohella boreaalisia metsiä pidetään yhtenä häiriöaltteimmista ekosysteemeistä koko maapallolla (van der Maarel 1993).

Metsän suksessiokehitys käynnistyy häiriödynamiikan seurauksena. Meillä sukcession alkuvaihetta, lehtipuuvaihetta, seuraa metsän vähittäinen vaihtuminen yhä kuusivaltaisemmaksi. Niillä kasvupaikoilla, joilla kuusi ei menesty, mänty saavuttaa vallitsevan aseman suksessiokehityksen loppuvaiheessa (Kuusela 1990). Pohjoisella havumetsävyöhykkeellä myös sukcession loppuvaihe on dynaaminen. Tällöin ikääntynyt metsä uusiutuu pienialaisesti tuulenkaatojen ja puuvanhusten kaatuessaan synnyttämiin aukkoihin. Tämän aukkodynamiiikan vuoksi sukcession loppuvaiheen metsät muodostuvat esimerkiksi puulajisuhteiltaan ja kerroksellisuudeltaan varsin erilaisiksi (Pickett & White 1985, Walter & Breckle 1985, Hofgaard 1993).

Boreaalissa havumetsävyöhykkeessä elävien eliölajien on menestyäkseen sopeuduttava vaihtelevaan ympäristöön ja sen asettamiin ehtoihin, koska niiden elinympäristö on dynaaminen. Useimmille lajeille vaihteleva elinympäristö luo mahdollisuuksia, toisille se on elinehto. Toiset lajit pystyvät hyödyntämään useita ympäristölaikkuja tarpeen mukaan, eivätkä siten reagoi suuremmin elinympäristönsä mosaiikkimaisuuteen (generalistit), toiset lajit taas ovat vaateliaampia ja suosivat laikkuuympäristössä selvästi vain tietynlaisia laikkuja (spesialistit) (MacArthur & Levins 1964). Ympäristön mosaiikkimaisuus ja resurssien jakautuminen laikkuihin vaikuttavat enemmän tai vähemmän lajien ympäristönvalintaan ja viime kädessä jopa lajien esiintymiseen alueella (Wiens 1976, Rolstad & Wegge 1987).

Maisemaekologia pyrkii selvittämään, miten maiseman rakenteelliset ominaisuudet vaikuttavat eliölajien populaatiodynamiikkaan ja niiden muodostamien yhteisöjen rakenteeseen (Hansson 1977, Forman & Godron 1986, Turner 1989, Kozakiewicz 1995, Forman 1995). Metsämaisemassa esiintyvien elinympäristölaikkujen suhteellinen määrä sekä niiden sijainti toisiinsa nähden vaikuttavat olennaisesti eliölajien esiintymiseen maisemassa (Dunning ym. 1992). Lajin esiintyminen tarkasteltavassa maisemakokonaisuudessa riippuu toisaalta lajille sopivan elinympäristön määrästä, ja toisaalta lajin kyvystä käyttää maisemaa levittäytymiseen alueelta toiselle. Maiseman pirstoutumista ja pirstoutumisen vaikutusta eliöiden levittäytymiskäyttäytymiseen on tutkittu mallintamalla. Teoreettisten mallien avulla on voitu laskea maiseman pirstoutumisastetta kuvaavia kynnysarvoja ja arvioida eliöiden todennäköisyyttä siirtyä mallimaiseman poikki pirstoutumiskehityksen eri vaiheissa (Turner & Gardner 1990, Andrén 1994, With & Crist 1995, Pearson ym. 1996).

Kaukokartoitusmenetelmien kehittyminen viime vuosikymmeninä on helpottanut laajempien pinta-alojen tutkimista ja analysointia (Punkari 1984, Kalliola & Syrjänen 1990, Tomppo & Katila 1993). Kaukokartoitusmenetelmien tuottama kuva-aineisto, eritoten satelliittikuvat, yhdessä paikkatietojärjestelmien (Geographic Information Systems, GIS) kanssa muodostavat varsin käyttökelpoisen työkalun myös maisemaekologisessa tutkimuksessa (Johnson 1990, Haines-Young ym. 1993). Paikkatietojärjestelmien avulla voidaan vaivatta käsitellä halutun kokoisia alueita, siirtyä maiseman tasolta toiselle sekä yhdistellä eri lähteistä peräisin olevaa tietoa tutkimuksen tarpeen mukaan (Star & Estes 1990).

Tämän tutkimuksen päämääränä on ensiksikin hahmottaa kuva liito-oravametsän rakenteesta Koillismaan luonnonmetsissä ja arvioida lajin suosiman elinympäristön asemaa metsän sukkessiosarjassa. Toiseksi selvityksessä tarkastellaan maiseman rakenteellisten ominaisuuksien vaikutusta liito-oravan levittäytymiseen paikallisella tasolla satelliittikuva-aineiston ja paikkatietoanalyysien avulla. Osatutkimusten tulosten perusteella pohditaan lopuksi, kuinka liito-oravan elinympäristö voidaan ottaa huomioon talousmetsien käsittelyssä ja mihin metsätalouden suunnittelussa tulisi paikallisella tasolla kiinnittää huomiota, jotta elinvoimaisten liito-oravapopulaatioiden ja lajille sopivan elinympäristön säilyminen Koillismaalla voidaan turvata.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalueen kuvaus

Koillismaan liito-oravia tutkittiin vuosina 1995–96 Pudasjärven, Taivalkosken ja Kuusamon kunnissa (65°35' N, 28°10' E). Tutkimusalue rajoittuu lännessä Pudasjärven suolakeuksiin ja idässä Kuusamon itäosien vaara-alueisiin. Lisäksi tutkimusalueeseen lukeutuu Närängänvaara kunnan kaakkoisnurkassa. Taivalkoski kuuluu tutkimusalueeseen kokonaisuudessaan (kuva 1). Tutkimusalue on pinta-alaltaan lähes 5 300 neliökilometriä.

Tutkimusalueen kallioperä on valtaosaltaan arkeista gneissia, joskin Koillismaan länsiosat pohjois-eteläsuunnassa halkaisevalla vaaraylänköalueella kallioperässä tavataan myös kvartsiittia ja graniittia. Hyvin paikallisesti, esimerkiksi Närängänvaarassa, tavataan lisäksi peridotiittia ja gabroa (Koljonen 1992). Maaperän maalajeista moreeni on tutkimusalueella vallitseva, mutta aluetta luonnehtivat paikoittain yksittäiset harjujaksot ja etenkin Kuusamossa laajat drumliinikentät (Suomen kartasto 1986). Tutkimusalueelle on leimaa-antavaa maanpinnan korkokuvan verraten suuri vaihtelu. Tutkimuskohteiden korkeuserot vaihtelevat 100 metristä 360 metriin mpy. Keskikorkeus tällä ylänköalueella on runsaat 200 metriä. Alueen ylänköluonteesta ja ilmaston mereisyydestä johtuen lakialueiden metsiä luonnehtivat usein tykkylumen turmelemat kuusikot.

Kasvimaantieteellisesti tutkimusalue lukeutuu pohjoisboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen (Ahti ym. 1968). Metsät peittävät alueen pinta-alasta yli 65 %, suot runsaat 25 % ja vesistöt likimain 8 %. Metsätaloudellisen metsämaan alasta 75 % muodostuu eri-ikäisistä mäntyvaltaisista metsistä, viidennes luetaan lähinnä kuusivaltaisiin ja loput lehtipuuvaltaisiin metsiin (Pohjanmaan metsänhoitajat 1995).

Valtaosa tutkimuskohteista sijaitsee valtion mailla vanhojen metsien suojeleohjelmaa varten inventoiduissa varttuneissa kuusivaltaisissa luonnonmetsissä, joten tutkimuskohteet sattuivat lähes yksinomaan Perä-Pohjolassa tavattavan mustikkatyypin (HMT) metsiin. Puolukkatyypin (EMT) metsiä ja lehtomaisia kankaita (GMT) tavattiin tutkimuskohteissa vain harvoin.



Kuva 1. Koillismaan tutkimusalue. Kuvan pisteet esittävät tutkimuksessa vuosina 1995–96 mukana olleiden liito-oravien esiintymispaikkoja. Punaisissa pisteissä kuvattiin metsän rakenne yksityiskohtaisesti. Kartalle vihreä väri esittää valtion maita, punainen suojelualueita (vanhojen metsien suojelualueet eivät vielä mukana) ja keltainen retkeilyalueita.

2.1.1 Metsänkäsittelyhistoria tutkimusalueella

Koillismaalla metsien käytöllä on pitkät perinteet. Poltto-, rakennus- tms. tarvepuuta on metsistä korjattu siitä lähtien, kun ensimmäiset eränkävijät ja asukkaat ilmestyivät seudulle. Asutuksen vakiintuessa peltojen ja kaskien raivaus metsiin yleistyi. Tervanpoltto 1800-luvulla alueen mäntykankailla oli tavallista etenkin Iijoen vesistöalueella. Metsien taloudellinen arvottaminen alueella käynnistyi viime vuosisadan jälkipuoliskolla, jolloin kartoitettiin tienoon metsävarojen tila ja jolloin luotiin niin metsän suunnitelmallisen hoidon kuin käytönkin suunta- viivat tulevaisuutta varten. Koska menneiden vuosikymmenten metsänkäsittelyn jäljet näkyvät monin tavoin yhä edelleenkin Koillismaan metsissä, tarkastellaan seuraavassa lyhyesti nimenomaan kuusimetsiin kohdistuneita metsien käyttömuotoja: kaskitalouden harjoittamista ja vuosisadan alkuvuosikymmenten metsänkorjuumenetelmiä.

2.1.2 Kaskiviljely Koillismaalla

Kaskenpoltto oli Koillismaalla yleistä aina 1860-luvulle asti, jolloin suurin osa alueelle asettuneista tilallisista harjoitti kaskeamista. Kaskimaiden osuus esimerkiksi Pudasjärven 'kuivista maista' oli vanhimpien arvioiden mukaan noin 3,5 %. Vertailun vuoksi mainittakoon, että Ylä-Kainuussa kaskimaiden osuus metsämaasta oli keskimäärin 20 % ja Kaakkois-Suomen perinteisillä kaskiviljelyalueilla yli 50 %, paikoin jopa 75 %.

Pohjois-Suomessa kaskialat perustettiin pääsääntöisesti vanhoihin ja keski-ikäisiin metsiin. Huhta kaadettiin ensisijaisesti viljaille kasvupaikoille, mutta myös karumpia, mäntyvaltaisia metsiä otettiin aika ajoin viljelyyn. Pohjoinen kaskikulttuuri poikkesi Kaakkois-Suomen kaskeamistavoista siinä, ettei varsinaista kiertokaskiviljelyä juurikaan harjoitettu. Huhta kaadettiin ja poltettiin metsään kerran, minkä jälkeen siirryttiin uudelle kaskialalle (Heikinheimo 1915). Asutuksen alkuvaiheessa 'kaukonautinta' ja 'huuhtaviljely' olivat Kuusamossa luonteenomaisia paikalliselle väestölle. Kaskenpoltolla oli usein liittymäkohta porotalouden harjoittamiseen, sillä talviset porokasket (naavapuiden kaato porojen talviravinnon turvaamiseksi) poltettiin myöhemmin usein rukiin viljelyä varten (Kortessalmi 1975).

Kaskikausi Koillismaalla päättyi 1800-luvun jälkipuoliskolla, jolloin metsien kansantaloudellinen merkitys alettiin tiedostaa. 1800-luvun jälkipuoliskon metsäasetus ja -laki kielsivät metsien hävittämisen (Laki kaski- ja kytöviljelystä 1886), joksi myös villi kaskeaminen luettiin. Kaskeamisen loppuminen Kuusamossa johti lopulta pysyvän peltoviljelyn yleistymiseen (Kortessalmi 1975). Vuosisadan taitteessa kaskeaminen keskittyi kokonaan Kaakkois-Suomeen ja Laatokan-Karjalaan, jossa kaskisavut olivat vielä tuolloin jokseenkin tavallinen näky (Heikinheimo 1915).

2.1.3 Vuosisadan alun metsänhoito

Vuonna 1886 säädetty metsälaki (Laki kaski- ja kytöviljelystä 1886) siis kielsi metsän hävittämisen. Laki velvoitti edelleen metsänomistajia tekemään metsänhoitosuunnitelmia ja huolehtimaan metsän tarkoituksenmukaisesta uudistamisesta metsänkäsittelytoimien jälkeen. Kruununmaiden metsien tilaa koskevia selvityksiä alettiin tehdä jo ennen vuosisadan vaihdetta. Selvitysten perusteella kaupallista hakkuutoimintaa pyrittiin ohjaamaan sopivimmille alueille, takaamaan hakkuukelpoisten metsien esiintyminen kaikkina aikoina sekä kiinnittämään huomiota metsien uudistumiseen. Metsien uudistamiseen tähtäävät metsänkäsittelytavat ja -vaihtoehdot olivat yleisesti käytössä jo vuosisadan alussa. Metsänhoidon esikuvaksi oli omaksuttu lähinnä saksalaisen mallin mukaiset ja myös meillä käyttökelpoisiksi havaitut menetelmät (Cajander 1910).

Tutkimusalueen metsänhoidollinen historiikki valtion metsissä on luettavissa varsin yksityiskohtaisesti metsätöiden kulusta vastanneiden metsänhoitajien muistiinpanoista (esim. Metsäntarkastuskertomus 1933). Metsätaloudellisten karttojen ja kartanselityskirjojen laatimisen lisäksi tarkkaa kirjaa pidettiin myös tehdyistä hakkuista ja huolehdittiin vastaisuudessa suoritettavien hakkuiden suunnittelemisesta. Varhaisimpien metsäntarkastuskirjojen mukaan tutkimusalueelta on hakattu lähes yksinomaan määrämittaan täyttäviä puuta sahapuiksi sekä suositeltu vähäarvoisen pinopuutavaran puhdistushakkaamista. Yleisimmin kuvioilta ehdotettiin hakattavaksi kaikkia puutavaralajeja: poltto-, hiomo- ja arvopuuta samanaikaisesti. Koska sahatavara oli tuolloin metsien arvokkain tuote, oli luonnollista, että hakkuut kohdistuivat riittävän paksuihin puihin, jotka olivat usein ylispuita. Silloiset leimikot sijaitsivat useimmiten mäntykankailla ja mäntyvaltaisissa metsissä.

Vuonna 1933 valmistuneessa Pohjois-Taivalkosken metsäntarkastuskertomuksessa luetellaan seikkaperäisesti metsien uudistamisessa käytettävät menetelmät ja niiden soveltuvuus erilaisiin metsiin. Selostuksessa todetaan, että valtaosa (2/3) Pohjois-Taivalkosken metsistä on kuusivaltaisia vanhoja metsiä, joihin hakkuuehdotukset pääosin keskittyvät. Kuusimetsät käsiteltiin tuolloin lähes poikkeuksetta joko kaistale- tai lohkoharsintahakkuuin. Kaistalehakkuuta tehtiin yhtenäisissä, vanhoissa ja tasaikäisissä metsissä. Puunkorjuun yhteydessä kaistaleet hakattiin siemenpuuasentoon. Kaistaleiden sopivaksi välimatkaksi arviointiin 60–80 metriä. Lohkoharsintahakkuut kohdistettiin eri-ikäisiin kuusimetsiin. Hakkuissa pyrittiin poistamaan kaikkia puutavaralajeja, mutta säilyttämään osittain metsän erirakenteisuus. Toimenpiteen päätavoite oli luonnollisesti kasvullisten taimi- ja nuorempien kuusiryhmien vapauttaminen. Hakkuu muistutti voimakkaan harvennuksen vuoksi paljolti tiheätä siemenpuuasentoa, sillä noin 40–50 % puuston kuutiomäärästä poistettiin hakkuussa alalta. Paljaaksihakkuuta pyrittiin kuusimetsissä tietoisesti välttämään, ja kuusimaillakin uudistamisessa tähdättiin luontaiseen metsänuudistumiseen. Paljaaksihakkuuta esitettiin ainoastaan ojitettaville korpimaille ja huonoimpiin jätemetsiin. Tällöin tuli kysymykseen myös maanpinnan valmistaminen raivaamalla luontaista uudistumista edistäväksi.

Metsäntarkastuskirjojen kertoman mukaan 1930-luvulla Taivalkoskella ei enää tavattu kirveenkoskemattomia aarniometsiä, joiden rakennepiirteet ja puulajisuhteet olisivat yksinomaan luonnon oman dynamiikan muovaamia. Vielä vuonna 1909 suoritetussa metsäntarkastuksessa Pohjois-Taivalkoskella arvioitiin olevan jonkin verran koskemattomia kuusiaarnioita jäljellä, mutta kunnan eteläosista ne käytännöllisesti katsoen puuttuivat kokonaan. Jo tuolloin pantiin merkille aarniometsien häviäminen, ja pian 1920-luvulla esitettiin ensimmäisiä metsäalueita jätettäväksi puunkorjuun ulkopuolelle ns. säästö- ja muistometsiksi. Myös lakialueet katsottiin parhaaksi jättää hakkuiden ulkopuolelle, sillä metsien uudistuminen lakimetsissä oli epävarmaa, eikä sitä helpottavia menetelmiä ollut olemassa. Varhaisten hakkuiden perua näillä alueilla ovat maatuneet kannot lähes kaikkialla valtion metsissä, ylispuiden lähes säännöllinen puuttuminen sekä korkeiden alueiden puistomaiset kuusikot.

Käsitykset metsän uudistumisesta olivat muuttuneet toisenlaisiksi 1950-luvulla ja käytännön toimenpiteet sen myötä. Koska vanhojen paksukunntaisten kuusimetsien uudistaminen ei ollut toistaiseksi onnistunut tyydyttävästi aikaisemmilla hakkuutavoilla, päädyttiin soveltamaan keinollista menetelmää. Avohakkuita, joiden jälkeen toimitettiin kulotus ja kylvö, pidettiin ainoana tapana saada metsä uudistumaan vanhoissa kuusikoissa. Nämä toimenpiteet eivät kuitenkaan ole vaikuttaneet nyt tarkastelun kohteena oleviin kuusivaltaisiin metsiin, vaan nämä vanhat metsät ovat pysyneet hakkuiden ulkopuolella aina 1930-luvulta lähtien.

2.2 Liito-oravametsän paikannus ja metsän rakenteen kuvaaminen

Tutkimuskohteiden valinnan määritteli ensisijaisesti vanhojen metsien inventointien yhteydessä löytyneiden liito-oravaesiintymien kokonaislukumäärä. Edustavan aineiston kokoamiseksi lähes jokainen tunnettu liito-oravametsä olisi tullut sisällyttää otantaan. Tutkimuksen edetessä liito-oravahavaintojen lukumäärä liki kaksinkertaistui. Tästä johtuen tutkimuskohteet pyrittiin sijoittamaan eri puolille tutkimusaluetta, jotta alueellinen edustavuus olisi mahdollisimman hyvä (kuva 1).

Liito-oravametsän rakennetta ja tunnuspiirteitä selvitettiin vertailemalla lajin asuttamia ja umpimähkään samalle vanhan metsän alueelle arvottuja metsänkohtia keskenään. Liito-oravan asuttama metsänkohta paikannettiin lajin suurten kuusten ja haapojen tyville jättämien jätösten perusteella (Skarén 1978, Paakkonen 1991, Ympäristöministeriö 1993). Maastossa liito-oravan jätöksiä etsittiin usean hehtaarin alueelta, jotta yksilön valitsema metsänkohta voitiin selvittää mahdollisimman tarkasti. Metsänkohdan rakenne kuvattiin viidellä ympyränmuotoisella ($r = 10$ m) otantapisteellä. Ensimmäinen otantapiste sijoitettiin paikkaan, jossa liito-orava oli jätösten perusteella vierailut säännöllisimmän. Muut otantapisteet sijaitsivat pääilmansuunnittain 50 metrin etäisyydellä ensimmäisestä otantapisteestä. Vastaavasti samalle vanhan metsän alueelle arvottiin satunnaisesti viisi vertailupistettä siten, että vertailupiste

saattoi osua myös liito-oravan asuttamaan metsänkohtaan. Kaikki otantapisteet sijaitsivat metsätaloudellisella metsämaalla tai runsaspuustoisissa korvissa. Maiseman rakenteesta (avosuot, rämeet, hakkuut tms.) johtuen vertailupisteiden etäisyys ja sijainti toisiinsa nähden luonnollisesti vaihtelevat tutkimuskohteittain. Vertailupisteiden vähimmäisetäisyys toisistaan oli 200 metriä.

Metsän rakenne otantapisteellä kuvattiin mittaamalla alalla esiintyvät elävät ja kuolleet puut (liite 1). Elävät puut ryhmiteltiin puulajeittain kymmeneen eri kokoluokkaan rinnankorkeusläpimitan perusteella. Kuolleet pystypuut laskettiin alalta puulajikohtaisesti, ja niiden korkeus mitattiin hypsometrillä. Maapuut jaoteltiin kolmeen lahoasteluokkaan Lindholmin & Tuomisen (1991) mukaan (ks. myös Niemelä 1991). Lahoavan maapuun tilavuuden laskemiseksi mitattiin maapuiden otantapisteellä sijainneen osan pituus ja rungon läpimitta sen puolivälissä. Lisäksi arvioitiin otantapisteellä kasvavan puuston valtapituus mittaamalla hypsometrillä neljän valtapuustoon lukeutuvan puun korkeus. Aikaisempaan puusukupolveen lukeutuneita ylispuita ei laskettu valtapuiksi. Otantapisteen metsätyyppi määritettiin Lehdon & Leikolan (1987) mukaan. Maastossa suoritettujen mittausten perusteella laskettiin lukuisia metsän rakennetta kuvaavia muuttujia (taulukko 1).

*Taulukko 1. Metsän rakennekuvausten perusteella lasketut muuttujat sekä niiden selitykset. Muuttujien tilastollinen vertailu tapahtui Mann-Whitneyn U-testillä (n = 60). Tilastollinen ero ilmaisee yhtä poikkeusta lukuun ottamatta ko. piirteen esiintyvän liito-oravan asuttamisessa metsänkohdissa runsaammin. Vain rungonläpimittaluokkien 1 ja 2 osuus (KERROK) poikkeaa vertailupisteiden hyväksi (***) = $p < 0,001$, ** = $0,01 > p > 0,001$, o = $0,05 > p > 0,01$, n.s. = $p > 0,05$).*

Muuttuja	Muuttujan kuvaus	Tilastollinen merkitsevyys
BGTR1	Runkojen r1,3 < 15 cm lukumäärä otantapisteellä	n.s.
BGTR2	Runkojen r1,3 = 15–30 cm lukumäärä otantapisteellä	**
BGTR3	Runkojen r1,3 > 30 cm lukumäärä otantapisteellä	**
DEADALL	Pystykuolleiden runkojen lukumäärä otantapisteellä	n.s.
DECAY1	Maapuiden (L1) tilavuus otantapisteellä	**
DECAY2	Maapuiden (L2) tilavuus otantapisteellä	n.s.
DEDAY3	Maapuiden (L3) tilavuus otantapisteellä	n.s.
DECAYT	Maapuiden kokonaistilavuus otantapisteellä	n.s.
DLOGHA	Maapuiden lukumäärä hehtaarilla	o
DECIDL	Lehtipuiden lukumäärä otantapisteellä	n.s.
DECIDR	Lehtipuiden suhteellinen osuus otantapisteellä	n.s.
DECIDT	Lehtipuiden pohjapinta-alan suhteellinen osuus otantapisteellä	***
KESKIP	Valtapuuston korkeus otantapisteellä	***
KERROK	Rungonläpimittaluokkien 1 ja 2 suhteellinen osuus rungoista otantapisteellä	o
TARRIT	Rungonläpimittaluokkien 1 ja 2 lukumäärä otantapisteellä	n.s.
MPY	Otantapisteen korkeus merenpinnasta	n.s.
PUUSTT	Puuston kokonaispohjapinta-ala otantapisteellä	***
RUNKOL	Runkolukumäärä otantapisteellä	n.s.

SPRUCR	Kuusten suhteellinen osuus otantapisteellä	n.s.
SPRUCT	Kuusen pohjapinta-alan suhteellinen osuus otantapisteellä	***

2.3 Maisemarakenteen tulkinta satelliittikuva-aineiston ja paikkatietojärjestelmän avulla

Paikkatietojärjestelmät (Geographic Information Systems, GIS) mahdollistavat useiden tilarakennetta käsittelevien tietolähteiden 'oikaisemisen' samaan koordinaatistoon, niiden yhdistelemisen aihepiireittäin hierarkkiseksi kerroksiksi ja tämän aineiston käsittelemisen yhtenä kokonaisuutena. Järjestelmään syötettävien kohteiden sijaintitietojen perusteella voidaan kutakin sijaintitietoa vastaavia ominaisuustietoja poimia järjestelmästä ja käyttää hyväksi tutkimuksissa, joissa erilaiset tilarakenteeseen ja ajalliseen muutokseen liittyvät kysymykset ovat ongelmanasettelun kannalta keskeisiä (Johnson 1990, Star & Estes 1990, Haines-Young ym. 1993, Nikula ym. 1993). Esimerkiksi maiseman rakenneanalyysiin käytetty FRAGSTAT-ohjelmisto laskee useita jokaista maisemaluokkaa erikseen kuvaavia ja koko maisemaa yhteisesti luonnehtivia maisemamuuttujia (McGarigal & Marks 1993). Tässä selvityksessä yhdistettiin viimeisimmän valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) tuottama satelliittikuvapohjainen maankäyttö- ja puustoluokitus (Tomppo & Katila 1993) sekä liito-oravien asuttamien metsänkohtien sijaintitiedot yhtenäiskoordinaatteina (vrt. esim. Helle & Nikula 1996).

Maiseman rakenteellisten piirteiden tarkastelu tehtiin liito-oravan levittäytymismahdollisuuksien arvioimiseksi. Liito-oravametsää ympäröivän maiseman rakenne selvitettiin yhden ja kolmen kilometrin säteellä. Mittakaavan valinta perustui havaintoihin korvamerkittyjen liito-oravien siirtymisetasyyksistä sekä omiin havaintoihimme radiomerkittyjen yksilöiden käyttäytymisestä tutkimusalueellamme. Liito-oravan levittäytymiskäyttäytyminen on kaiken kaikkiaan hyvin puutteellisesti tunnettua, mutta julkaistujen tietojen mukaan nuorien yksilöiden, lähinnä naaraiden, on todettu siirtyneen jopa muutaman kilometrin päähän synnyinmetsästään. Pisin linnuntietä mitattu levittäytymismatka on runsaat neljä kilometriä (Mäkelä 1996b, ks. myös Morris 1995).

Maisemavertailua varten tutkimusalueelle arvottiin umpimähkäisesti vertailupisteitä. Vertailupisteiden maiseman rakenne selvitettiin samalla tavalla. Vertailupisteiden ei kuitenkaan sallittu osua vesistöihin eikä turvemaille, vaan niiden piti sijaita ainoastaan metsämaalla. Vertailupisteeksi ei myöskään hyväksytty muutaman pikselin kokoisia metsälaikkuja eikä mineraali- ja turvemaan välisiä reunavyöhykkeitä. Tutkimuksessa yksittäinen pikseli (25 m x 25 m) luokitui puhtaaksi kuusi- tai mäntymetsäksi, mikäli ko. lajin osuus kokonaiskuutiomäärästä oli ≥ 80 %. Lehtimetsäksi pikseli määrytyi, kun lehtipuiden yhteinen kuutiomääräosuus oli vähintään 60 %. Havulehtipuusekametsät tulivat kysymykseen silloin, kun lehtipuiden osuus vaihteli 30:stä 60 %:iin. Muut metsät luokituitaviksi sekametsiksi.

Maisematason tarkastelu on aina kaksivaiheinen. Aluksi on kyettävä luokittelemaan maisema tutkimusongelman mukaisesti. Toiseksi luokittelun perusteella on kyettävä tekemään johtopäätöksiä maisemassa havaittavista ilmiöistä ja vastaamaan mielekkäisiin ekologisiin kysymyksiin (Janssens & Gulinck 1988). Ensimmäisessä vaiheessa selvitettiin maisemaluokkien suhteelliset osuudet liito-oravan asuttamilta metsäalueilta ja vertailualueilta. Liito-oravametsissä esiintyvien maisemaluokkien lukumäärä arvioitiin pienemmän ympyrän ($r = 200$ m) avulla.

Toisessa vaiheessa metsämaisema rakennettiin aina uudelleen luokka luokalta ja tutkittiin, miten maiseman tunnusluvut käyttäytyvät vertailtavissa maisemakokonaisuuksissa ja esiintyykö niiden välillä maisemassa havaittavia kynnysarvoja tutkittavien maisemamuuttujien suhteen. Maisemaluokkien merkitys liito-oravalle arvioitiin liito-oravametsän rakennepiirteiden ja aiemman liito-oravan maisemaekologiaa selvittelleen tutkimuksen (Mönkkönen ym. 1997) perusteella, ja luokat asetettiin lajin suhteen löyhään sopivuusjärjestykseen (taulukko 2). Maiseman voidaan katsoa koostuvan liito-oravan kannalta karkeasti kolmenlaisista ympäristöistä: a) sopiva elinympäristö, jossa laji lisääntyy ja jota se luontaisesti käyttää (luokat 1 ja 2), b) mahdolliset elinympäristöt, joita laji kykenee käyttämään levittäytymiseen ja tilapäiseen oleskeluun (luokat 3–6) ja c) alueet, jotka eivät kelpaa elinympäristöksi ja ovat lajille levittäytymisestä (luokat 7–10).

Taulukko 2. Tutkimuksessa käytetty maisemaluokitus ja luokkien sopivuus siinä järjestyksessä, kun ne lisättiin askeltoivan maisematarkasteluun.

Järjestys-numero	Maisemaluokka	Sopivuus
1.	Kuusi- ja lehtisekametsät >150 m ³ /ha	Lisääntymiselinympäristö
2.	Kuusi- ja lehtisekametsät $100-150$ m ³ /ha	Lisääntymiselinympäristö
3.	Mänty-kuusimetsät >150 m ³ /ha	Liikkumiselinympäristö
4.	Mänty-kuusimetsät $100-150$ m ³ /ha ja mäntymetsät >150 m ³ /ha	Liikkumiselinympäristö
5.	Mäntymetsät $100-150$ m ³ /ha sekä kuusi-, lehtiseka- ja mänty-kuusimetsät $50-100$ m ³ /ha	Liikkumiselinympäristö
6.	Mäntymetsät $50-100$ m ³ /ha	Liikkumiselinympäristö
7.	Lehtipuustoiset taimikot	Sopimaton elinympäristö
8.	Havupuutaimikot ja rämeet	Sopimaton elinympäristö
9.	Avoimet alueet	Sopimaton elinympäristö
10.	Vesistöt	Sopimaton elinympäristö

Tässä tarkastelussa maisema jaettiin kullakin askeleella kahteen luokkaan: kohdeluokkaan ja välialueeseen (matriksi), johon loput luokat kulloinkin kuuluvat. Jokaisella askeleella yksi maisemaluokka lisätään

sopivuusjärjestyksessä ja maisemakuvassa tapahtuvia muutoksia kohdeluokan ja välialueen välillä seurataan maisemamuuttujien valossa. Maiseman rakennetta kuvaavina muuttujina selvityksessä käytettiin luokan pinta-alan osuutta tutkittavasta maisemasta (%Land), laikkujen keskimääräistä kokoa (MPS) ja laikkujen lukumäärää neliökilometrillä (PD).

Kohde-elinympäristön suhteellinen osuus tarkastelumaisemassa kertoo suoraan kohde-elinympäristön runsaudesta, ja sitä voidaan käyttää apuna arvioitaessa maisemakokonaisuuden pirstoutumisastetta. Laikkukoko ja laikkujen lukumäärä ilmentävät epäsuorasti maiseman tilajärjestystä ja niiden avulla voidaan hahmottaa pirstoutumisesta ja eristymisestä aiheutuvia ekologisia kysymyksiä. Pirstoutumisaste kasvaa alkuperäisten elinympäristölaikkujen koon pienentyessä ja niiden lukumäärän kasvaessa tarkasteltavassa maisemassa (McGarigal & Marks 1993, ks. myös Harrison & Fahrig 1995).

2.4 Aineiston tilastollinen käsittely

Vanhojen metsien rakennekuvauksia tehtiin 30 luonnonmetsässä. Kaiken kaikkiaan tutkimusalueella kuvattiin metsän rakenne 297 otantapisteellä, joista 148 oli liito-oravametsissä ja 147 vertailualueilla.

Tilastollista käsittelyä varten liito-orava- ja vertailupisteiden keskiarvot laskettiin tutkimuskohteittain. Keskiarvottamista voidaan perustella pisteiden välisellä riippuvuudella. Liito-oravaotannan luonteesta johtuen otantapisteiden valinta ei täytä täysin satunnaisen otannan edellytyksiä, sillä ensimmäinen piste määrää käytännössä muiden pisteiden sijainnin otanta-alalla. Toiseksi otantapisteet ovat riippuvaisia toisistaan myös kasvupaikan ominaisuuksien suhteen. Samat kasvupaikkaolot heijastuvat edelleen metsänkohdan puustoon ja kasvillisuuteen. Laajemmassa mittakaavassa metsäalueet ovat saman metsähistorian tulosta. Vuosisadan alkuvaiheiden harsinta- ja määrämittahakkuut ovat vaikuttaneet esimerkiksi ylispuumäntyjen esiintymiseen.

Metsän rakenteellisten ominaisuuksien välisiä eroja liito-oravametsien ja vertailualueiden kesken testattiin muuttujakohtaisesti ei-parametrisellä Mann-Whitneyn U-testillä. Aineiston ei-parametrinen käsittely johtuu siitä, etteivät muuttujat jakaudu normaalisti. Jakauman normalisuus jää usein toteutumatta aineistoissa, joissa muuttuja saa toistuvasti nolla-arvoja.

Parittaisten muuttujakohtaisten vertailujen lisäksi metsän rakenneaineisto käsiteltiin monimuuttujamenetelmällä muuttujien välisen yhteisvaikutuksen selvittämiseksi. Pääkomponenttianalyysissä keskenään korreloivista muuttujista muodostetaan uusia muuttujia, jotka eivät korreloi toistensa kanssa. Aineiston vaihtelu 'pakataan' uusiksi muuttujiksi, pääkomponenteiksi, siten, että ensimmäinen pääkomponentti selittää mahdollisimman suuren osan aineiston vaihtelusta. Tulosten tulkinta tapahtuu arvioimalla muuttujien saamia itseisarvoja pääkomponenttikohtaisesti. Pääkomponenttianalyysiin otettiin mukaan muuttujat, jotka logaritmuunnoksen jälkeen noudattivat

normaalijakaumaa. Liito-oravametsien ja vertailualueiden pistearvoja testattiin tilastollisesti kahden riippumattoman otoksen t-testillä.

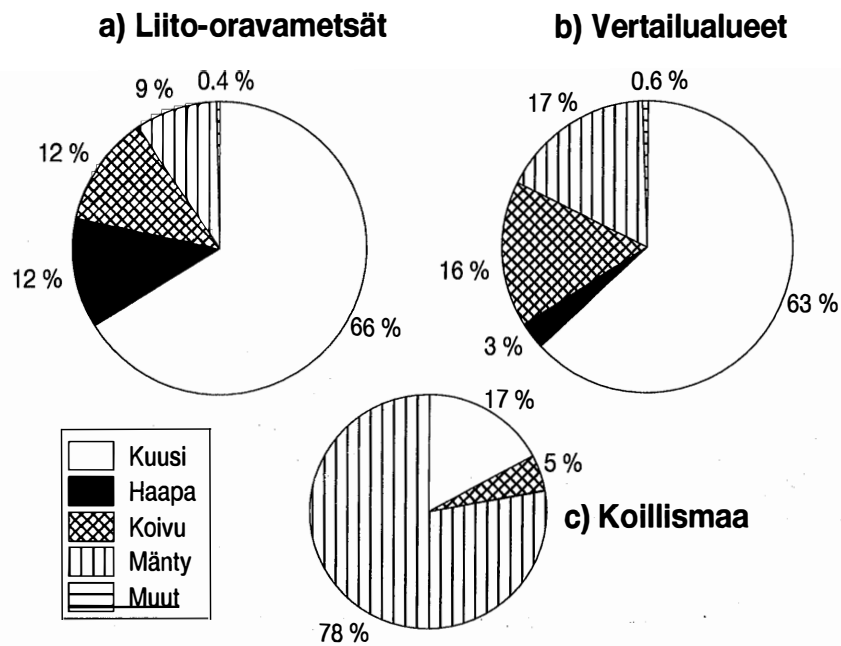
Maisemamuuttujia verrattiin keskenään Mann-Whitneyn U-testillä aineiston epänormaalisuudesta ja suuresta vaihtelusta johtuen. Tilastollinen testaus suoritettiin muuttujakohtaisesti jokaisessa maisematarkastelun vaiheessa erikseen.

3 TULOKSET

3.1 Liito-oravametsän rakenne

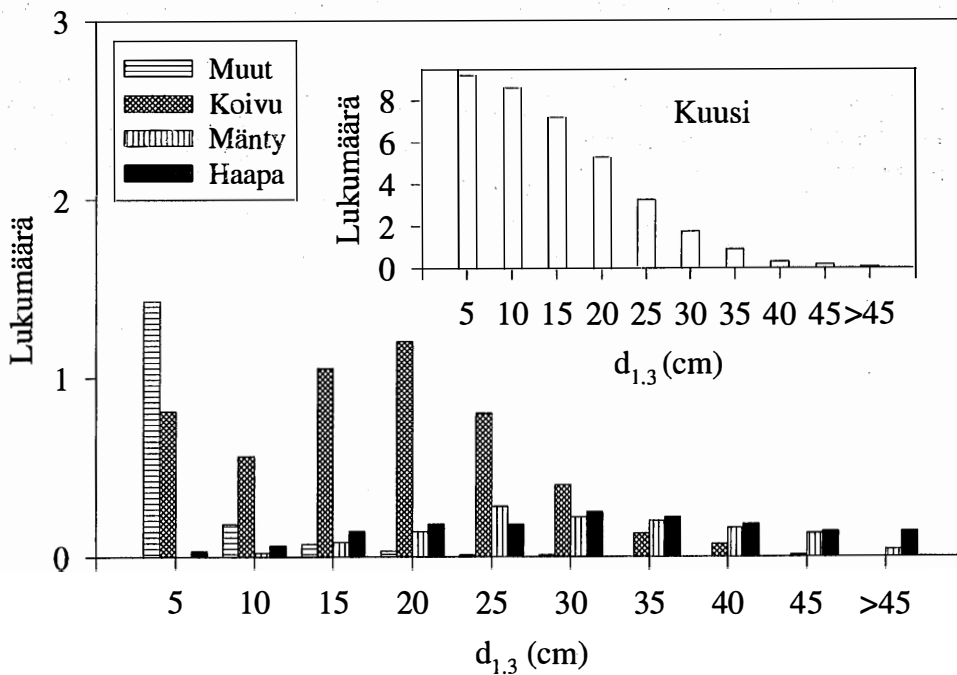
Selvityksen kaikki tutkimuskohteet sijoituivat kuusivaltaisiin metsiin. Tämä johtui pitkälti siitä, että inventointialueet olivat pääasiassa vanhoja (>120 v.) kuusimetsiä ja vaarojen lakialueita tai muuten taloudellisesti vähäarvoisina puunkorjuun ulkopuolelle jääneitä metsäalueita. Metsät olivat lähes poikkeuksetta Perä-Pohjolan mustikkatyypin (HMT) metsiä. Vain muutaman kerran otantapiste sattui mustikkatyypin karumpaan puolukkatyypin (VMT) metsään tai sitä rehevämmälle lehtomaiselle kankaalle (GMT). Harsinta- ja määrämittahakkuiden jälkiä tavattiin jokaisella tutkimuskohteella: sammaloituneita kantoja sattui lähes jokaiselle otantapisteelle.

Mäntyjen, etenkin nuorten puiden, osuus on vertailualueilla suurempi kuin liito-oravametsissä. Haapa puolestaan on liito-oravametsissä yleisempi kuin vertailualueilla (kuva 2). Eri puulajien pohjapinta-alalla painotetut osuudet osoittavat haapojen, erityisesti kookkaiden haapojen, esiintyvän runsaammin liito-oravametsissä kuin vertailualueilla. Männyn pohjapinta-alan osuus on sitä vastoin suurempi vertailualueilla. Koivun ja kuusen pohjapinta-ala on jokseenkin yhdenmukainen vertailtavien alueiden välillä (kuva 2). Kuusien keskimääräinen lukumäärä ja runkojen jakauma kokoluokittain otantapisteellä ovat samanlaisia liito-oravametsissä ja vertailualueilla. Koivun kokoluokkajakauma sen sijaan poikkeaa jonkin verran vertailuryhmien välillä: vertailualueilla nuorten koivujen osuus on liki kaksinkertainen liito-oravametsiin verrattuna. Myös muiden puiden (kataja, pihlaja, leppä, raita) keskimääräinen lukumäärä on vertailualueilla suurempi (kuva 3a, b).

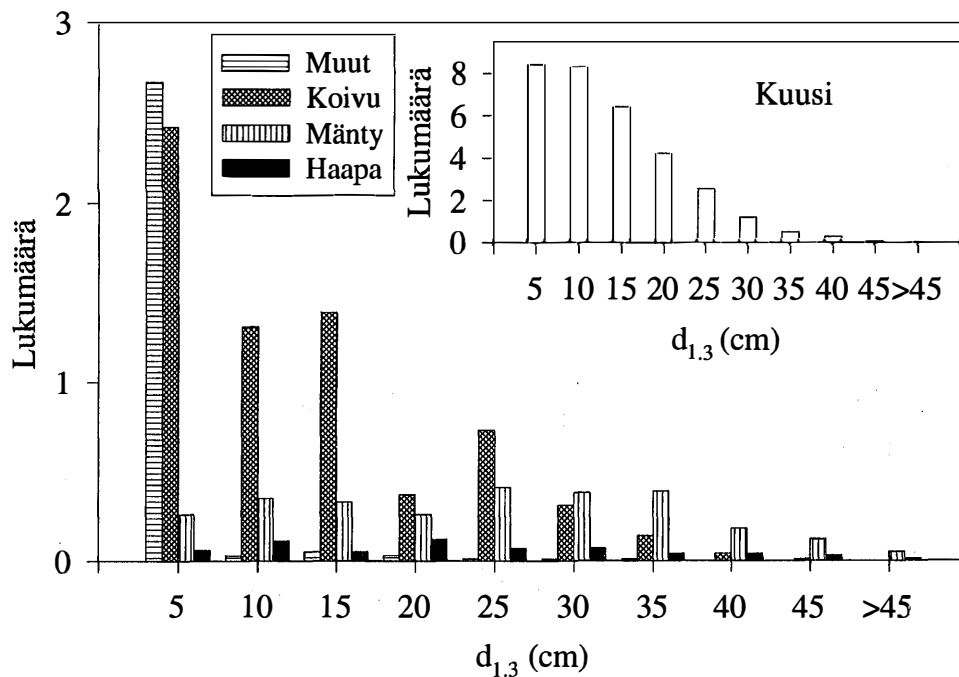


Kuva 2. Eri puulajien pohjapinta-alan keskimääräiset osuudet a) liito-oravametsissä ja b) vertailualueilla sekä c) metsämaan jakautuminen puulajivaltaisuuden mukaan Koillismaalla.

Liito-oravametsät



Vertailualueet



Kuva 3. Eri puulajien keskimääräinen lukumäärä kokoluokittain otantapisteillä (314,16 m²) a) liito-oravametsissä ja b) vertailualueilla.

Muuttujien parittainen vertailu osoitti liito-oravametsien ja vertailualueiden välillä lukuisia tilastollisia eroja. Koska useiden parittaisten vertailujen tekeminen kasvattaa riskiä saada tilastollisesti merkitsevä tulos sattumalta, asetettiin merkitsevyystaso vertailussa 0,01:een. Tilastolliset erot, joiden merkitsevyys on luokkaa $0,05 > p > 0,01$, katsotaan suuntaa-antaviksi. Otoskoko vertailussa on 60. Parittaisten vertailujen perusteella liito-oravametsässä suurten puiden ($d_{1,3} > 15$ cm) lukumäärä on suurempi kuin vertailualueilla; maapuiden (L1) tilavuus on suurempi, sen sijaan maapuiden lukumäärä on vain suunta-antavasti suurempi; puusto on keskipituudeltaan korkeampaa; lehtipuiden ja kuusen pohjapinta-alat ovat suuremmat (taulukko 1).

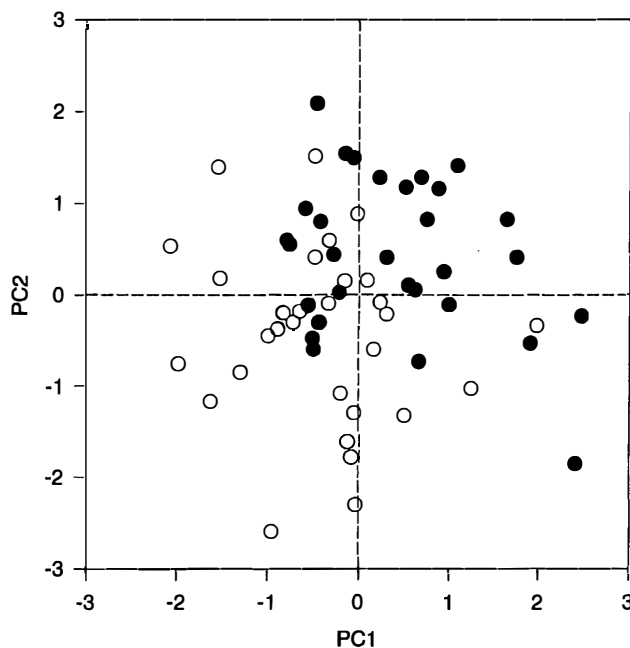
Pääkomponenttianalysissä käytetyt metsän rakennetta kuvaavat muuttujat olivat jatkuvia ja normaalisti jakautuneita. Tulosten tulkinta tapahtui kahden ensimmäisen pääkomponentin perusteella (taulukko 3). Ensimmäinen pääkomponentti (PC1) korreloi positiivisesti metsän keskipituuden ja suurikokoisten puiden (BGTR3) kanssa. Negatiivinen korrelaatio on suurin pienten puiden (BGTR1) lukumäärän ja niiden suhteellisen osuuden (KERR) suhteen. Toista pääkomponenttia (PC2) selittävät eniten koko puuston ja varsinkin lehtipuuston pohjapinta-ala, runkoluku ja keskikokoisten puiden (BGTR2) lukumäärä. Liito-oravametsien ja vertailualueiden pistearvot poikkeavat molemmilla pääkomponenttiakseleilla erittäin merkitsevästi toisistaan ($t = 3,61$, $p = 0,001$, $n = 60$).

Taulukko 3. Kahden ensimmäisen pääkomponentin (PC1 ja PC2) muuttujakohtaiset kertoimet.

Muuttuja	PC1	PC2
BGTR1	-.74018	.52666
BGTR2	-.03596	.80834
BGTR3	.71917	.13794
DEADALL	.34237	.41674
DECAYT	.43169	.20588
DECIDL	-.55379	.41194
DECIDR	-.21030	.34895
DECIDT	.16221	.73525
DLOGHA	.39003	.49159
KERROK	-.67478	-.04420
KESKIP	.80599	.28598
PUUSTT	.51985	.74573
RUNKOL	-.67355	.65578
SPRUCR	.41148	-.10344
SPRUCT	.59086	.41698
TARRIT	-.76608	.43269

Ensimmäinen pääkomponentti selittää 32,2 % aineiston vaihtelusta. Koska pääkomponenttia selittävät metsän rakennemuuttujat jakautuvat selvästi nuoriin ja vanhoihin, korkeisiin puihin, sen voidaan tulkita kuvastavan metsän ikää. Toinen pääkomponentti, joka selittää 23 % vaihtelusta, erittelee metsän rakenteellisia piirteitä kuvaavia muuttujia, jotka kaikki korreloivat positiivisesti pääkomponentin kanssa. Toinen pääkomponentti kuvastaa sellaista sulkeutunutta metsää, jossa varttuneiden lehtipuiden osuus on merkittävä. Liito-oravan asuttamissa metsänkohdissa puusto on varttuneempaa ja lehtipuustoisempaa kuin vertailumetsissä.

Selittävien pääkomponenttien pistearvot koordinaatistossa osoittavat, että vertailuryhmät erottuvat selvästi kahteen löyhästi erilliseen pistejoukkoon (kuva 4). Molempien vertailuryhmien hajonta pääkomponenttien suhteen on lisäksi lähes samaa luokkaa.

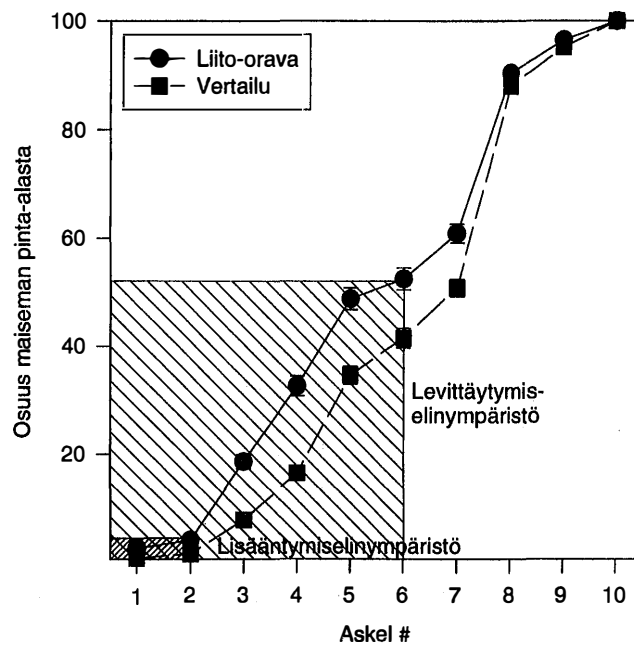


Kuva 4. Liito-oravametsien ja vertailualueiden sijainti ensimmäisellä (PC1) ja toisella (PC2) pääkomponentilla. Ensimmäinen pääkomponentti kuvaa metsän ikää ja toinen sellaista sulkeutunutta metsää, jossa on runsaasti lehtipuita.

3.2 Maiseman rakenne Koillismaalla

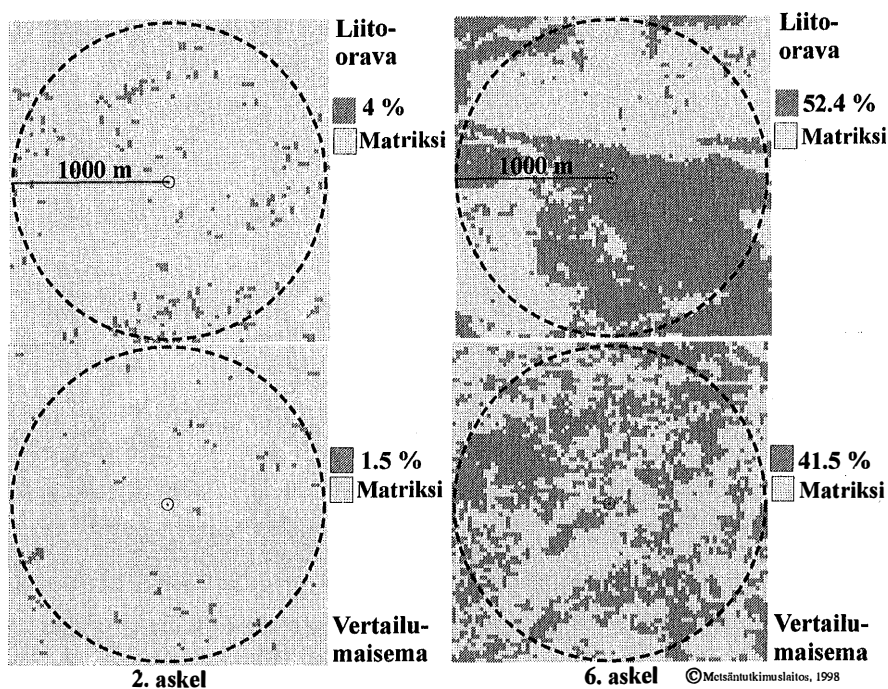
Maiseman rakenne analysoitiin kaikkien (N = 63) vuonna 1996 tiedossamme olleiden liito-oravaelinpiirien ympäriltä. Elinpiirit sijaitsivat yksinomaan vanhoissa luonnonmetsissä. Vanhan metsän alueiden kokonaispinta-ala vaihteli muutamasta neliökilometristä runsaaseen 60 neliökilometriin. Vertailupisteet (N = 96) sijoitettiin satunnaisesti eri puolille tutkimusaluetta, ja ne kuvaavat siten koillismaalaisen metsämaiseman keskimääräistä rakennetta.

Askeltavassa maisema-analyysissämme maiseman koostumus liito-oravamaisemassa rakentuu yhden kilometrin säteellä eri tavoin kuin vertailumaisemissa. Liito-oravamaisemassa on merkittävästi runsaammin lisääntymis- ja levittäytymiselinympäristöä. Lisääntymiselinympäristöä on liito-oravamaisemissa lähes kolme kertaa enemmän kuin vertailumaisemissa. Levittäytymiseen käyttökelpoisia elinympäristöluokkia liito-oravamaisemassa on 1,25 kertaa enemmän (52,4 ja 41,5 %). Sen sijaan vesistöjen ja avoimien alueiden osuus liito-oravamaisemassa ei poikkea vertailumaisemista. Molemmissa maisemakokonaisuuksissa suurin rakenteellinen hyppäys tapahtuu seitsemännellä askeleella, jolloin havupuuvaltaiset taimikot ja rämeet lisätään maisemaan. Yksin tämän maisemaluokan pinta-alaosuus liito-oravamaisemassa on keskimäärin 30 % ja vertailumaisemissa lähes 40 % (kuva 5).

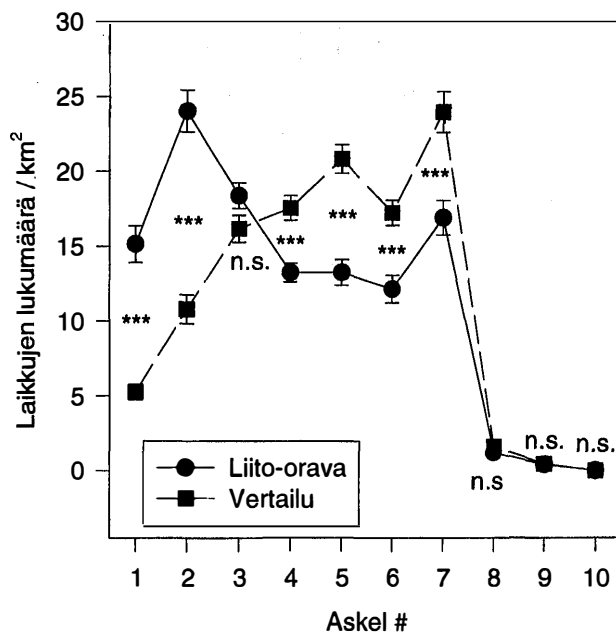


Kuva 5. Maiseman ($r = 1 \text{ km}$) koostumuksen rakentuminen askeltavassa tarkastelussamme liito-orava- ja vertailumaisemissa.

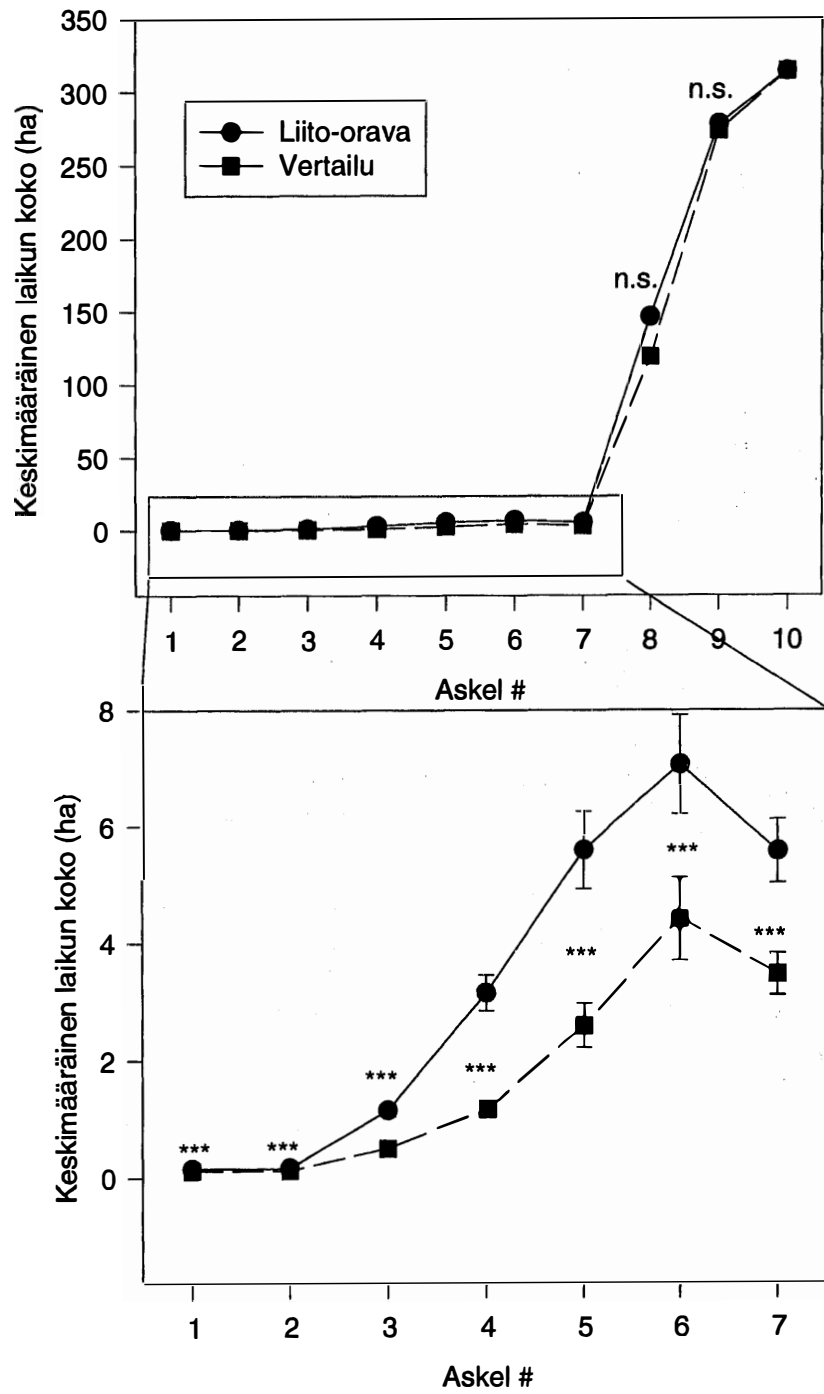
Maiseman fyysistä rakennetta ja laikkujen sijoittumista toisiinsa nähden kuvaavien maisemamuuttujien valossa liito-oravamaisema on yhtenäisempi kuin maisema yleensä tutkimusalueellamme, minkä voi nähdä myös visuaalisesti keskiarvomaisemia esittävistä kuvatulosteista (kuva 6). Laikkujen lukumäärä on lisääntymiselinympäristölaikkuja lukuun ottamatta merkittävästi pienempi liito-oravan asuttamissa maisemissa kuin vertailualueilla. Lisääntymiselinympäristölaikkuja on liito-oravamaisemassa 2,5–3 kertaa enemmän kuin vertailumaisemissa. Liikkumiselinympäristö on sen sijaan jakautunut useammaksi laikuksi vertailumaisemissa (kuva 7). Lisäksi lisääntymis- ja levittäytymiselinympäristöjen keskimääräinen laikun koko on lähes kaksi kertaa suurempi liito-orava-alueilla kuin vertailualueilla (kuva 8).



Kuva 6. Keskimääräisiä maisematunnuksia edustavat maisemat liito-oravien asuttamien ja vertailumaisemien ympäristöstä askeltavasta analyysistä 2. ja 6. askeleen jälkeen. Liito-oravamaisemat sisältävät enemmän liito-oravan suosimia habitaatteja, ja ne ovat yhtenäisempinä kokonaisuuksina kuin vertailumaisemissa (ks. myös kuvat 5, 7 ja 8).

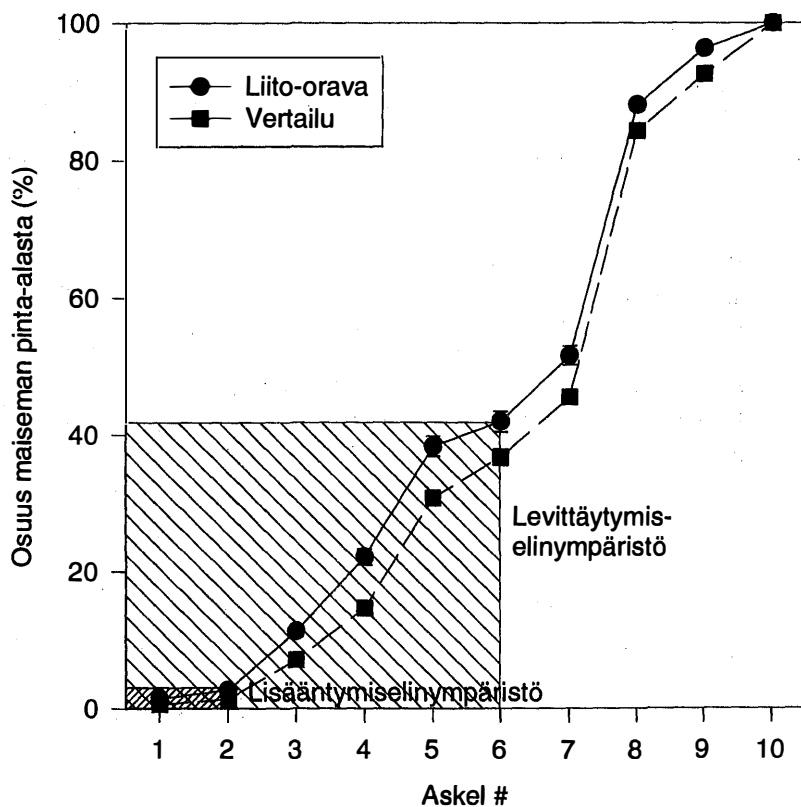


Kuva 7. Laikkujen lukumäärän / km² kehittyminen askeltavassa tarkastelussamme. Huomaa, että ainoastaan lisääntymiselinympäristölaikut esiintyvät runsaammin liito-orava- kuin vertailumaisemissa (***) = $p < 0,001$, NS = $p > 0,05$, Mann-Whitney U-testi).



Kuva 8. Keskimääräinen laikkujen koko askeltavassa tarkastelussamme liito-orava- ja vertailumaisemissa (***) = $p < 0,001$, NS = $p > 0,05$, Mann-Whitneyn U-testi). Alempi kuva on osasuurennos ylemmästä.

Maisematarkastelu suuremmalla mittakaavan tasolla ($r = 3$ km) osoittaa, että sama säännönmukaisuus maiseman koostumuksessa ja rakenteessa on edelleenkin havaittavissa, mutta selkeät erot alkavat vähitellen tasoittua tutkittavien maisemien välillä (kuva 9). Suurin muutos maisemaluokkien suhteellisissa osuuksissa näyttää tapahtuvan erilaisten taimikkoalueiden ja rämeiden eduksi. Mittakaavan kasvaessa epäsuotuisien maisemaluokkien osuus maisemassa kasvaa. Tällä seikalla on mahdollisesti kielteinen vaikutus yksilöiden liikkumismahdollisuuksiin eri metsäalueiden välillä.



Kuva 9. Maiseman ($r = 3$ km) koostumuksen rakentuminen askeltavassa tarkastelussamme liito-orava- ja vertailumaisemissa. Mittakaavan kasvaessa vertailtavien maisemakokonaisuuksien väliset erot alkavat tasoittua.

4 POHDINTA

4.1 Liito-oravametsien rakenne Koillismaalla ja metsän sukkessiokehitys

Selvityksen tulokset osoittavat, että metsän rakenne liito-oravan asuttamissa metsänkohdissa poikkeaa selvästi yleisistä mustikkatyypin metsien rakennepiirteistä Koillismaalla. Liito-oravan asuttamissa metsänkohdissa puusto on järeämpää ja korkeampaa ja niissä tavataan runsaammin lehtipuustoa, erityisesti haapoja, kuin vertailualueilla. Kysymys liito-oravametsän rakenteesta kytkeytyy pitkälti yhteen alueellisen metsätaloushistorian, metsän sukkession ja haavan perusbiologian kanssa. Koska liito-orava suosii elinympäristönään varttuneita sekametsälaikkuja, jotka sijaitsevat muuten kuusivaltaisissa metsissä, on lajia koskevan perusbiologisen tietämyksen sekä käytännön suojelutoimenpiteiden ja metsänkäsittelyperiaatteiden kannalta olennaista ymmärtää myös sen asuttaman elinympäristön luonteenomaisia piirteitä.

Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueella pidetään lähitulevaisuudessa tärkeänä metsänhoidollisena tavoitteena kasvatushakuista huolehtimista ja vajaatuottoisten metsien uudistushakkuista (Pohjanmaan metsänhoitajat 1995). Merkittäväksi vajaatuottoisuuden syyksi katsotaan metsien yli-ikäisyys. Taivalkoskella vajaatuottoisia metsiä arvioidaan olevan noin 21 % metsämaan pinta-alasta. Yhdessä uudistuskypsien metsien kanssa lähes kolmannes kunnan metsämaan alasta kuuluu lähitulevaisuudessa toteutettavien metsänhoidollisten toimenpiteiden piiriin. Pudasjärvellä vastaavat luvut ovat 14 ja 22 % (Pohjanmaan metsänhoitajat 1995). Koska liito-oravien suosimat varttuneet kuusimetsät lukeutuvat usein juuri tähän yli-ikäisten metsien joukkoon, lähitulevaisuuden metsätaloudellisilla päätöksillä on suuri merkitys lajin tulevaisuudelle Koillismaalla. Tässä yhteydessä tulee kuitenkin muistaa, että vanhojen metsien suojeleohjelma (Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1996) on vaikuttanut olennaisesti nimenomaan varttuneiden metsien säilymiseen tutkimusalueella ja muualla Koillismaalla.

Koillismaalla liito-oravan suosimat lehtipuulaikut sijaitsevat varsin usein suhteellisen pienialaisina ja selväpiirteinä metsänkohtina kuusivaltaisissa metsissä. Näiden lehtipuulaikkujen esiintyminen sulkeutuneessa metsässä voi selittyä metsän luonnollisen sukkessiokehityksen valossa kahdella eri tavalla. Ensiksikin lehtipuut voivat olla pioneeri- eli lehtipuuvaiheen viimeisiä edustajia metsässä, ennen kuin laikku vähittäin kuusettuu metsän sukkession edetessä (Kalela 1945, 1952). Myös lehtipuut ovat voineet uudistua metsään muinoin syntyneisiin latvustoaukkoihin (Pickett & White 1985).

Liito-oravametsät sijaitsevat seinäsammal-mustikkatyypin (HMT) metsissä. Nämä metsät eivät kuitenkaan täytä Sirénin (1955) esittämiä paksusammalkuusikoiden tunnusmerkkejä (mm. yhtenäinen sammalpeite tai kunnallinen kangasturve), joiden katsotaan ainakin sekundaarivaiheessaan hidastavan merkittävästi metsän uudistumista. Liito-oravat löytyivät

pääsääntöisesti metsänkohdista, jotka vastaavat lähinnä etelämpänä Pohjanmaalla ja Kainuussa tavattavaa mustikkatyyppeä (VMT). (Ks. paksusammalkuusikoiden asemasta metsätyyppijärjestelmässä käyty keskustelu, Keltikangas 1959).

Metsäntarkastuskirjojen perusteella voidaan seurata haluttujen metsäkuvioiden historiaa aina vuosisadan alkuun saakka. Vuosisadan alun kirjoista voidaan lukea mainintoja menneinä aikoina tapahtuneista metsäpaloista, kaski- ja huhtametsistä sekä kuviolla suoritetuista metsänhoitotoimenpiteistä. Koska metsätaloudellinen kuviointi käsitti usein varsin laajoja yksiköitä, yksittäisten metsänkohtien tarkan historian selvittäminen on mahdotonta. Metsähistorian perusteella sopii kuitenkin olettaa, että useimmat tutkimuskohteiden lehtipuuvaltaisista metsänkohdista ovat syntyneet juuri suorialaisen häiriön – usein tosin ihmisen aikaansaaman – seurauksena. Varhaiset härvennus- ja poimintahakkuut ovat vaikuttaneet metsän uudistumiseen ja suosineet lehtipuita. Vuosisadan alussa tehdyt pienialaiset harsintahakkuut myötävaikuttivat selvästi haavan uudistumiseen myös Laatokan Karjalan ja Pietarin alueen metsissä, joissa kuusi muodostaa tavallisimmin yhtenäisen latvuston (Chtchoukine 1996). Metsikköhistorian perusteella ei kuitenkaan voida aina vetää johtopäätöksiä sekametsän alkuperästä, sillä toisinaan liito-oravametsä sijaitsi sellaisessa metsänkohdassa, jota ei ole kannattanut käyttää huhtaviljelyyn ja jossa kasvupaikka on ollut epäotollinen myös metsäpaloille. Tällöin kysymykseen tulee poimintahakkuiden, poltto- ja rakennuspuun korjuun sekä luonnollisen pienialaisen häiriön käynnistämä aukkodynamiiikka.

Koillismaalla haavalla näyttää olevan keskeinen merkitys liito-oravalle. Vaikka haavan tarkkaa merkitystä lajille ei toistaiseksi tunneta, sen keskeinen asema liito-oravan ravinto- ja kolopuuna vaikuttaa lajin ympäristönvalintaan (ks. myös Hanski 1998). Liito-orava käyttää ravinnokseen kuitenkin yhtä hyvin myös muiden lehtipuiden lehtiä ja norkkoja (Skarén 1978, Mäkelä 1996a) sekä asuttaa kolojen lisäksi yleisesti myös vanhoja oravanpesiä ja muita risupesäiä. Toisinaan päivehtimiskolo tai -pesä voi sijaita lehtimetsälaikun ulkopuolella (Hanski 1998). Haapa ei siten näyttäisi olevan ehdoton edellytys liito-oravan viihtymiselle. Toinen keskeinen piirre liito-oravan suosimassa metsänkohdassa on puuston rakenne. Puusto, joka valtaosaltaan muodostuu kuusista, on keskimäärin kookkaampaa kuin lähimetsissä, mikä viittaa lajin suosivan nimenomaan peitteistä, suojaisaa elinympäristöä ja edellyttävän sulkeutunutta metsää ympärilleen. Tässä mielessä lehtevän metsänkohdan esiintyminen Koillismaan kuusivaltaisissa metsissä voi toimia lajille sopivan elinympäristön ilmentäjänä. Tällainen metsänkohta täyttää todennäköisesti niin ravinnonsaantiin kuin sopivan pesä- ja päivehtimispaikan löytymiseen liittyvät vaatimukset ja on samalla riittävän suojaisa.

4.2 Koillismaan liito-oravat ja maiseman rakenteelliset ominaisuudet

Liito-oravan elinympäristö poikkeaa maiseman rakenteellisilta ominaisuuksiltaan yleisistä metsämaiseman piirteistä Koillismaalla. Liito-oravalle sopivan lisääntymis- ja levittäytymisympäristön osuus on maisemassa vertailumaisemia suurempi. Maisema liito-oravan asuttaman metsänkohdan tuntumassa on myös askeltavassa tarkastelussamme rakenteeltaan yhtenäisempi, sillä laikut ovat kooltaan keskimäärin suurempia ja niitä on lukumääräisesti vähemmän. Ainoastaan sopivia lisääntymisympäristölaikkuja on liito-oravamaisemassa enemmän. Koillismaan metsämaisema on tutkimuksessa käytetyn luokituksen perusteella yleensä pirstoutunut, sillä laikkuja on paljon ja ne ovat pienikokoisia. Laikuista muodostuva maisema on epäyhtenäinen, ja laikut sijaitsevat maisemassa hajallaan epäsuotuisien ympäristölaikkujen erottamina.

Tarkasteltavien maisemien erilaisuus selittyy pitkälti Koillismaan metsähistorialla. Vuosisadan alkupuolella tehdyt harsinta- ja määrämittahakkuut vaikuttivat maiseman kokonaisilmeeseen suhteellisen vähän. Vasta 1950-luvulla omaksuttujen metsänuudistusmenetelmien myötä tapahtui selkeä muutos maiseman rakenteellisissa ominaisuuksissa. Hakkuut keskittyivät yksittäisille, toisinaan varsin laajoillekin uudistusaloille. Avohakkuualat uudistettiin keinollisesti useimmiten männylle, taloudellisesti merkittävimälle puulajille, ja lehtipuita väheksyttiin taloudellisesti arvottomina puulajeina. Nämä kaikki yhdessä muuttivat metsämaisemaa luonnonmukaisesta maisemasta kohti talousmetsämaisemaa. Tämän suuntauksen myötä esimerkiksi kuusivaltaisten metsien pinta-alaosuus Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueella on laskenut 27:stä 12 %:iin. Mäntyvaltaisten metsien osuus on puolestaan kasvanut tänä aikana 58:sta 76 %:iin. Männyn yleistymisen johtuu ensisijaisesti mittavasta soiden ojittamisesta, mutta myös kuusivaltaisten metsien uudistamisesta männylle. Kasvullisen metsämaan pinta-alaosuus on runsaassa 40 vuodessa kasvanut suo-ojitusten vuoksi 49:stä 62 %:iin, kun taas luonnontilaisten soiden pinta-ala on supistunut tänä aikana lähes neljännekseen (Pohjanmaan metsänhoitajat 1995). Lisäksi varttuneiden metsien (>150-vuotiaiden) osuus koko Pohjois-Suomessa on supistunut runsaasta 30 %:sta alle 20 %:iin taimikoiden ja kasvatusmetsien pinta-alaosuuden samaan aikaan lisääntyessä (Metsätilastollinen vuosikirja 1996). Pohjois-Pohjanmaan alueella yli 120-vuotiaiden metsien osuus on sen sijaan pysytellyt lähes ennallaan, sillä niiden osuus 1950-luvulta meidän päiviimme on vähentynyt ainoastaan 15:stä 11 %:iin.

Maiseman rakenteesta on usein vaikea erottaa keskeisimpiä maisemaelementtejä – laikkuja, välialueita ja käytäviä – toisistaan (Pearson ym. 1996). Maisemassa esiintyvät erilaiset elinympäristöt eivät useinkaan ole eliöiden näkökulmasta pelkästään joko sopivia tai täysin sopimattomia, vaan eliöt kykenevät usein käyttämään erilaisia elinympäristötyyppejä monipuolisesti ravinnonhankintaan ja levittäytymisreitteinään. Lisäksi eri eliölajit tarvitsevat erilaisia elinympäristöjä voidakseen toteuttaa luonnollisia levittäytymis- ja liikkumistarpeitaan. Tästä joh-

tuen maisemakokonaisuuksien hallinta on usein mielekkäämpi tarkastelulähtökohta luotaessa mielikuvaa eliöiden liikkumismahdollisuuksista suunnittelualueella kuin yksittäisten käytävien suunnittelu. Lopullisesti tarkastelunäkökulman määräävät kuitenkin kulloinkin tarkasteltavan aluekokonaisuuden pirstoutumisaste ja maiseman yleiset piirteet suunnittelun alkuvaiheessa. Voimakkaasti pirstoutuneessa maisemassa, kuten alueilla, joissa laajat peltolakeudet leimaavat maisemakuvaa (esimerkiksi Yhdysvaltojen Keskilännessä tai Australian vehnäntuotantoalueella) tai joissa tiheällä taajama-asutuksella on maisemassa merkittävä osa (esimerkiksi monin paikoin Keski-Euroopassa), ekologisten käytävien merkitys korostuu. Tällöin tarkoituksenmukaisen käytäväverkoston suunnittelu ja luominen alkuperäistä luontoa käsittävien kohteiden välille on olennaisen tärkeitä. Sen sijaan maisemat, jotka eivät ole vielä pahoin pirstoutuneet ja jotka koostuvat alkuperäisen elinympäristön lisäksi vain osittain muuttuneista elinympäristöistä, mahdollistavat maiseman sidonnaisuuden huomioonottamisen kokonaisuvaltaisemmin ja säilyttämisen pidemmällä aikajänteellä (Hobbs 1992). Tässä mielessä Koillismaan maisemat lukeutuvat pikemminkin jälkimmäisen asetelman puitteisiin. Maiseman sidonnaisuus (engl. connectivity) kuvaa eliöiden todennäköisyyttä läpäistä tietty maisema (Merriam 1991, Taylor ym. 1993). Käsite voidaan yksinkertaisesti määritellä elinympäristölaikkujen toiminnalliseksi sidonnaisuudeksi, mikä on seurausta joko a) laikkujen fyysisestä sijainnista toistensa läheisyydessä tai b) eliölajin levittäytymiskyvystä, joka kytkee elinympäristölaikut toisiinsa maisemassa (With ym. 1997).

Liito-oravan näkökulmasta Koillismaan metsämaisema näyttää ristiriitaiselta; toisaalta metsäalueet ovat laajoja ja yhtenäisiä, toisaalta maiseman rikkoo käsiteltyjen metsien kirjo. Liito-oravan esiintymisalueilla lajille sopivia asuinympäristölaikkuja tavataan säännöllisesti ja niitä yhdistävät toisiinsa sellaiset maisemaluokat, joita laji voi käyttää levittäytymiseen. Liito-orava-alueilla maiseman sidonnaisuus on seurausta sen rakenteellisista ominaisuuksista. Sen sijaan lajin toimeentulo vertailumaisemissa, sopivan elinympäristön löytyminen ja liikkumismahdollisuus metsäalueiden välillä, riippuvat lajin biologisesta ominaisuudesta, levittäytymiskyvystä (With ym. 1997). Toistaiseksi tiedämme lajin levittäytymiskäyttäytymisestä verraten vähän. Kysymyksiin, kuinka helposti laji kykenee kulkemaan epäsuotuisien alueiden poikki ja kuinka pitkiä matkoja se voi taivaltaa epäsuotuisissa elinympäristöissä, aletaan vasta etsiä vastauksia. Tutkimusryhmämme havainnot radiomerkittyjen liito-oravien liikkumisista elinpiirillään ja sen lähialueilla osoittavat, että yksilöt kykenevät käyttämään elinympäristöään varsin monipuolisesti. Liito-oravamme ovat liikkuneet lähes kaikenlaisissa metsissä, ainoastaan avoalueilta ja taimikoista niitä ei ole tavattu. Olennaista liikkumiselle näyttäisi olevan sulkeutuneen metsäympäristön ja latvusyhteyksien olemassaolo (ks. myös Hanski 1998), mikä onkin ymmärrettävää, sillä laji liikkuu pääsääntöisesti liitämällä puusta toiseen. Talvella esimerkiksi vesistöt ja avoalueet ovat jossain määrin kulkukelpoisia, ja liito-oravan talvisista liikkumisista, melko pitkistäkin matkoista, on olemassa yksittäisiä havaintoja (Kaikusalo 1973, K. Heikura henk. koht. tiedonanto). Mutta, koska koiraiden lisääntymisajan liikehdintä ja nuorten yksilöiden levittäytyminen sattuvat sulan maan aikaan, maiseman

sidonnaisuuden arvioinnin on tapahduttava nimenomaan kesäoloja silmäläpitäen.

Kuinka paljon peitteistä metsäympäristöä maiseman tulisi sisältää, jotta liito-oravan levittäytyminen ja eri metsäalueiden tavoitettavuus olisi turvattu? Tämän tutkimuksen perusteella yksiselitteisiä raja-arvoja ei voida määrittellä, koska asuin- ja liikkumisympäristön absoluuttisen määrän lisäksi raja-arvoon vaikuttaa sopivien laikkujen sijoittuminen maisemassa. Perkolaatiomalli ennustaa, että maisema muuttuu epäjatkuvaaksi, kun alkuperäisen elinympäristön määrä supistuu 60 %:iin. Pirstoutumisen edetessä alkuperäinen ympäristö hajoaa ensin erillisiksi laikuiksi ja lopulta yhä pienikokoisempien laikkujen välinen etäisyys alkaa korostua (Gardner ym. 1992, Andrén 1994). Maisemaekologisten mallien ennusteet alkuperäisen ympäristön määrästä poikkeavat kuitenkin toisistaan riippuen lähtöoletuksista; kuten maisemaluokkien lukumäärästä tai lajin levittäytymispotentiaalista, mutta useimmiten mallien arviot raja-arvoista sattuvat 20:n ja 40 %:n välille (Lande 1988, Andrén 1994, With & Crist 1995, Pearson ym. 1996, With ym. 1997). On kuitenkin muistettava, etteivät mallimaisemat onnistu toistaiseksi jäljittelemään todellisten maisemien rakennetta täysin tyydyttävästi (Franklin & Forman 1987). Liito-oravalle sopivat elinympäristölaikut sijaitsevat luonnostaan sattumanvaraisesti metsäalueilla. Liito-oravamaisemissa sopivan lisääntymisympäristön määrä on 4 %, sitä vastoin vertailumaisemissa sen osuus on vain 1,5 %. Erillisten metsänkohtien saavutettavuus riippuu siten välialueiden ominaisuuksista. Koska liikkumiselinympäristön määrä liito-orava- (54,2 %) ja vertailumaisemissa (41,5 %) on selvästi alle perkolaatiokynnysarvon (60 %), maiseman yhtenäisyyden ratkaisee liikkumisympäristön sijainti maisemassa.

Populaatioiden ja eliöyhteisöjen vastetta elinympäristön pirstoutumiseen on arvioitu satunnaisotantahypoteesin (random sample hypothesis) avulla. Malli ennustaa populaation koon pienenevän ja lajin esiintymispaikkojen vähenevän maisemassa lineaarisessa suhteessa lajille ominaisen elinympäristön määrän supistumisen kanssa (Connor & McCoy 1979, Haila 1983). Andrén (1994) esittää kuitenkin, että populaatiot reagoivat kasvavan eristymisen johdosta nopeammin elinympäristön pirstoutumiseen kuin mitä satunnaisotantahypoteesi olettaa. Pirstoutumiskehityksen loppuvaiheessa populaation koko pienenee nopeammin kuin elinympäristön supistuminen itsessään. Eläinpopulaatioiden vaste elinympäristössään tapahtuviin muutoksiin riippuu myös siitä, kuinka kiinteästi laji on sidottu juuri tiettyyn elinympäristötyyppiin. Laji voi käyttää useita elinympäristöjä ravinnonhankintaan, mutta hyväksyy vain tietynlaisen elinympäristön lisääntymisympäristökseen (Andrén ym. 1997). Lajien suhdetta elinympäristönsä määrään kuvaavien populaatiomallien valossa nimenomaan liito-oravan lisääntymiselinympäristön väheneminen Koillismaan luonnonmetsissä voi suoraan vaikuttaa populaation kokoon. Laji on jo luonnostaan sangen harvalukuinen Koillismaalla, mistä johtuen elinympäristön muutokset voivat heijastua varsin lyhyellä aikaviiveellä myös populaation tilaan ja edelleen sen kannankehitykseen.

Maisemaekologinen tutkimus operoi lähes poikkeuksetta juuri tämänhetkisessä tilassa ja tarkastelee siinä havaittavia säännönmukaisuuksia. Kuitenkin tarkasteltaessa laajoja metsämaisemia niissä tapahtuvat muutokset on otettava huomioon pitkällä aikajänteellä. Tällä hetkellä liito-oravalle kulkukelpoisten metsien osuus Koillismaalla vaihtelee vertailualueiden 40 %:sta liito-oravamaisemien 50 %:iin ja on havaittu, että avoimet alueet (avosuot, -hakuut tms.) näyttävät jarruttavan liito-oravan levittäytymistä (Mönkkönen ym. 1997). Siksi on tärkeää ottaa huomioon kulkukelpoisten metsien sijainti toisiinsa nähden. Liito-oravan levittäytyminen onnistuu vaivatta, jos levittäytymiselle otolliset metsät muodostavat yhtenäisen maisemakokonaisuuden, jota pitkin epäsuotuisat alueet on mahdollista välttää. Radioseurantatutkimukset ovat osoittaneet, että liito-oravan toistuvasti käyttämät metsänkohdat sijaitsevat usein eri puolilla yksilöiden aktiivisuusaluetta (Hanski 1998). Täten koko aktiivisuusalueen rakenteellisilla ominaisuuksilla on suuri merkitys yksilöiden mahdollisuuksiin hyödyntää välittömän ympäristönsä resursseja.

Maiseman rakenteen muutokset ja metsäyhteyksien syntyminen voidaan käytännössä ennustaa jo suunnitteluvaiheessa, sillä metsäkuvioiden tämänhetkinen tila ja metsän kasvunopeus tunnetaan tarpeeksi tarkasti arvioiden perustaksi. Pitkäjänteisessä suunnittelussa luonnonmetsien välisiä metsäyhteyksiä voidaan tietoisesti luoda talousmetsämaisemaan. Täten suunnitteluprosessin alkuvaiheessa voidaan arvioida vaihtoehtoisia toimintamalleja ja metsänkäsittelyn merkitystä alueella tapahtuviin ekologiisiin vuorovaikutuksiin. Tämä edellyttää kuitenkin niin laajien kuin maiseman ekologian riittävää tuntemusta.

5 JOHTOPÄÄTÖKSIÄ

Liito-oravan asumis- ja lisääntymiselinympäristö Koillismaalla sijoittuu selkeästi kuusivaltaisiin sekametsiin, joissa erityisesti haavan silmiinpistävän runsas esiintyminen on tunnusomaista. Lehtipuustoiset metsänkohdat ovat tavallisesti varsin pienialaisia ja selväpiirteisiä, mikä johtuu paljolti juuri haavan populaatorakenteesta ja lisääntymisbiologiasta. Aivan rehevimpiä kasvupaikkoja lukuun ottamatta liito-oravan elinpiirin ydinalue saattaa koostua vain muutamista elinpiirin eri puolilla sijaitsevista haapaklooneista. Hanskin (1998) tutkimusten mukaan liito-oravan ydinelinpiirin koko Etelä-Suomen talousmetsissä on kohtalaisen pieni, mutta merkillepantavaa on, että elinpiirin ydinosat sijaitsevat hajallaan kokonaisaktiivisuusalueella. Tulokset ovat yhdenmukaisia omien havaintojemme kanssa Koillismaalta. Lajin suojelun ja metsänkäsittelytapojen yhteensovittamiselle lehtipuustoisten ja erityisesti haavan luonnehtimien metsänkohtien säilyttämistä voidaan pitää hyvänä lähtökohdana. Telemetriatutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että liito-oravan aktiivisuusalue on huomattavasti ydinelinpiiriä suurempi ja että yksilöt käyttävät erilaisia metsiä sujuvasti liikkumiseen. Lajin aktiivisuusalueen laajuuden ja levittäytymisen arvioimiseksi laajemman mittakaavan tason huomioonottaminen on keskeinen suunnittelutoimenpide.

Laajemman tason tarkastelussamme voidaan havaita, että liito-oravan asuttamat metsäalueet ovat yhtenäisempiä ja liikkuminen metsäalueen sisällä esteetöntä. Paikallisella tasolla maisemassa tulisi olla ainakin 50 % suotuisaa levittäytymiselinympäristöä. Taimikot, avoalueet ja vesistöt muodostavat lajille levittäytymisesteen. Nämä maisemaluokat eivät saisi katkaista yhtenäistä levittäytymisympäristöä, vaan lajin tulisi voida liikkua jatkuvasti peitteisessä metsäympäristössä eli sulkeutuneissa ja sulkeutumisvaiheessa olevissa metsissä. Populaatiotason tarkastelua, siis levittäytymistä luonnontilaisten metsäalueiden välillä, ei tämän tutkimuksen aineiston valossa voida tehdä, koska tarkastelu tapahtuu yksilötasolla ja yksilöiden levittäytymistä paikallisella tasolla ajatellen (Haila 1990, Andrén 1997). Mittakaavaa kasvatettaessa ($r = 3$ km) erilaisten taimikkoalueiden osuus näyttää lisääntyvän suhteellisesti eniten. Tämä selvä muutos maiseman rakenteessa vaikuttaa mahdollisesti lajin populaatiotason dynamiikkaan.

6 TUTKIMUKSEN VIRHELÄHTEIDEN TARKASTELU

Tutkimuksen tulosten tulkintaan vaikuttavat virhelähteet ovat luonteeltaan joko otantaan ja liito-oravan huonosti tunnettuun biologiaan liittyviä tai paikkatietojärjestelmän ominaisuuksien vuoksi käytetystä menetelmästä johtuvia. Aineiston harhaisuuden määrää ja laatua on hankala arvioida, mutta seuraavassa esitetyt seikat on hyvä pitää mielessä, kun arvioidaan tuloksista tehtyjen johtopäätöksiä asianmukaisuutta.

Elinympäristökuvaukset perustuvat liito-oravan jätöksiin, joiden avulla maastossa määriteltiin metsänkohta, jossa metsän rakennepiirteet kuvattiin. Menetelmä on osoittautunut hyväksi ja helpoksi tavaksi osoittaa liito-oravan esiintyminen luotettavasti (Skarén 1978, Paakkonen 1991, Ympäristöministeriö 1993). Menetelmä ei kuitenkaan ole täysin aukoton. Liito-oravan jätökset häviävät verraten pian reheviltä kasvupaikoilta (lehdoista, lehtomaisilta kankailta ja korvista), mistä johtuen yksilöiden toteaminen tällaisilta paikoilta jätösten perusteella on toisinaan melko vaivalloista ja erinomaisen työlästä. Kesäaikaan lehtisyönnösten etsiskely näiltä paikoilta onkin usein palkitsevampaa (ks. myös Sulkava & Sulkava 1993). Toisaalta levittäytyvien yksilöiden, useimmiten nuorten, jätöksiä voi löytyä varsin monenlaisista metsistä. Liito-oravan tapa merkitä jätöksin tietyt yksittäiset puut elinpiirillään tunnetaan toistaiseksi vain ilmiönä, mutta sen merkitystä lajille ei ymmärretä. Mikäli merkintä on sidoksissa sukupuoleen, tiettyyn vuodenaikaan, reviiirikäyttäytymiseen tai resurssien hyödyntämiseen, niin otanta on kohdistunut kuvaamaan pikemminkin juuri tuota nimenomaista käyttäytymispiirrettä. Tätä taustaa vasten elinympäristön kuvaus ei välttämättä kuvaa täsmällisesti liito-oravan käyttämän elinympäristön todellista rakennetta. Maastohavaintomme ja radiomerkittyjen yksilöiden seurannasta saadut kokemuksemme viittaavat kuitenkin siihen, että metsänkohta, josta jätöksiä enemmälti löytyy, on liito-oravan säännöllisesti käyttämä ja kuuluu sen elinpiiriin. Telemetriatutkimuksemme perusteella voidaan huomata, että liito-oravan käyttämien elinympäristötyyppien kirjo on selvästi monipuolisempi kuin

tutkimuksessa muodostettu kuva siitä. Tutkimuksen antama kuva liito-oravan keskeisestä elinympäristöstä vastaa kuitenkin melko luotettavasti paikallisten yksilöiden (vanhojen naaraiden ja oletettavasti myös vanhojen koiraiden) suosimien metsänkohtien, elinpiirin ydinalueiden, rakenteellisia ominaisuuksia Koillismaalla. Lajin elinympäristön käyttöä ja valintaa voidaan tutkia luotettavasti ainoastaan telemetriatutkimusten avulla, mutta se edellyttää huomattavasti pitkäjänteisempää tutkimusotetta.

Toinen puute tutkimuksessa on aikanäkökulman puuttuminen. Useat tutkimukset ovat osoittaneet, kuinka tärkeää on tutkimuksen ajallinen ulottuvuus. Mikäli tutkittavalle lajille on ominaista toistuva tai ajoittainen kannanvaihtelu, tutkimuksen aikajänteen tulisi ulottua ainakin yhden kannanvaihtelusyklin yli, jotta tämän populaatiopiirteen merkitys tutkimuksessa voidaan huomioida (esim. Jansson 1997). Liito-oravan kannanvaihteluita ei ole suoraan osoitettu, mutta empiirisiä havaintoja ja arveluja niiden esiintymisestä on esitetty (Sulkava & Sulkava 1996). Tämän tutkimuksen aikana Koillismaan tutkimuskohteissamme liito-oravan esiintyminen on pysynyt vakaana. Liito-oravan asuttamia metsänkohtia on päinvastoin löytynyt lisää. Vanhojen metsien inventoinneista lähtien liito-oravan asuttamat metsänkohdat ovat pysyneet asuttuina ainakin 2-5 vuoden ajan. Tänä aikana myöskään maiseman rakenteessa ei ole tutkituilla mittakaavan tasoilla tapahtunut merkittäviä muutoksia.

Maisematason tarkastelussa maisema on käytännön sanelemasta syystä tässä tutkimuksessa ympyränmuotoinen. Tämä ei tietenkään voi vastata tilannetta luonnossa (Forman & Godron 1986) ja saattaa pienimmällä mittakaavan tasolla vaikuttaa tuloksiin. Suuremmassa mittakaavassa tämän seikan merkitys liito-oravan suhteen käy ilmeisen merkityksettömäksi. Maisemaekologisessa tutkimuksessa yleensäkin otantaan liittyvät seikat ovat pulmallisempia pienellä kuin suurella mittakaavan tasolla, mistä johtuen yleistyksiä on suhteellisesti helpompi tehdä juuri laajemmalla tarkastelutasolla (Wiens 1989). Lisäksi liito-oravan perusbiologian puutteellinen tuntemus esimerkiksi sen paikkauskollisuudesta tai levittäytymiskyvystä voi johtaa vääriin oletuksiin lajin kokeman maiseman eri tasojen mittakaavoista.

Paikkatietoaineistoja ei ole suunniteltu varta vasten ekologisen tutkimuksen vaatimuksia täyttämään, vaikka ne soveltuvatkin siihen verraten hyvin. Tässä tutkimuksessa käytetty maankäyttö- ja puustoluokitus palvelee ensisijaisesti metsävarojen inventointia (Tomppo & Katila 1993). Tutkimuksessa käytetty maisemaluokitus perustuu metsien osalta vain puuston kuutiomäärään, ei suoraan esimerkiksi sen ikään.

Satelliittikuvilta tulkitun paikkatiedon oikeellisuuteen ja tarkkuuteen vaikuttaa lähinnä kolme tekijää: pienimmän erotuselementin eli pikselin koko, rekisteröidyn aallonpituuden tarkkuus sekä tulkinnessa käytettyjen muiden tietokerrosten välisestä sijaintivirheestä aiheutuva epätarkkuus (Mattila 1993). Kasvillisuusluokituksessa ilmeisin virheelliseen luokitukseen johtava tekijä on satelliitin tallentaman aallonpituuden tarkkuus. Digitaalisessa muodossa saatuja

aallonpituuksia käsittelemällä ja yhdistelemällä eri maisemaluokat voidaan erotella toisistaan. Maisemaluokkien määräämisessä käytetään hyväksi eräänlaista vertailevaa menetelmää, jossa määriteltävää pikseliä verrataan aina lähimpien tunnettujen maastokoealojen aallonpituusominaisuuksiin (Tomppo & Katila 1993). Maisemassa esiintyvien kohteiden luokitustarkkuus kuitenkin vaihtelee kohteesta riippuen. Esimerkiksi eri sukkessiovaiheiden, avosoiden tai eri ekosysteemien välisten vaihtumisvyöhykkeiden luokitustarkkuus on erilainen.

Hyvin yksityiskohtaisiin kasvillisuusselvityksiin tai -luokituksiin satelliittikuvia käyttävä menetelmä on vielä toistaiseksi liian ylimalkainen. Esimerkiksi yhden puulajin mukaan tapahtuva luokittelu sisällyttää samaan luokkaan useita eri metsätyyppejä tai ekologiaaltaan muuten varsin erilaisia elinympäristöjä (Kalliola & Syrjänen 1991). Tästä johtuen ekologisessa tutkimuksessa tulee aina ottaa huomioon luokitusten keinotekoisuus tutkittavan kysymyksen kannalta. Tutkijan tulee olla tietoinen käytetyistä luokitusperiaatteista ja luokkien välisistä eroista, jotta niiden merkityksen arvioiminen tutkimuksessa olisi asiallista. Paikkatietojärjestelmän avulla eri lähteistä saatavia tietoja voidaan yhdistellä ja näiden avulla tarkentaa satelliittikuva-aineistojen luokitusta (Star & Estes 1990), mikä puolestaan parantaa niiden käyttökelpoisuutta myös ekologisessa tutkimuksessa.

Maisemavertailu tapahtuu tunnettujen liito-oravamaisemien ja satunnaisesti valittujen vertailumaisemien välillä. Vertailumaisemien liito-oravatilannetta ei kuitenkaan tunneta tarkasti. Voimme ainoastaan olettaa, että populaatiot muualla kuin luonnonmetsissä ovat pienempiä ja menestyvät huonommin kuin yhtenäisillä metsäalueilla. Liito-oravia ei suinkaan ole havaittu jokaiselta inventointikohteelta, vaan monilta, melko erinomaisiltakaan alueilta lajia ei tavattu ollenkaan. Lisäksi pitää muistaa, että tutkimus on keskittynyt Kuusamon yhteismetsän maita ja muutamia muita yksityisten omistamia maa-alueita lukuun ottamatta kokonaan valtion maille. Yksilötason tarkastelu yrittää hahmottaa eroja liito-orava- ja vertailumaisemien välillä ja arvioida havaittujen erojen vaikutusta liito-oravalle olemassa olevien maisemaekologisten teorioiden avulla. Liito-oravamaisemien perusteella tiedämme ainakin, mitkä paikallisen tason säännönmukaisuudet edesauttavat liito-oravan esiintymistä.

7 LAJIEN SUOJELU JA METSÄNHOITO

7.1 Muutama esimerkki meiltä ja muualta

Alkuperäisen elinympäristön häviäminen, pirstoutuminen ja luonnossa vallitsevien tapahtumakulkujen muuttuminen ovat nousseet keskeisiksi puheenaiheiksi suunniteltaessa lajien suojelua tai luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä kestäväen luonnonvarojenkäytön periaatteiden mukaisesti. Luonnonsuojelubiologia on keskittynyt ensisijaisesti pohtimaan pirstoutumisen ja eristymisen vaikutusta pieniin populaatioihin ja tämän kehityssuunnan geneettiin seurauksiin sekä suojelualueiden suunnittelun ongelmiin (Soulé

1985, 1986, Simberloff 1988). Sitten näkökulma on siirtynyt yksittäisten uhanalaisten lajien tai -ryhmien suojelusta eliöyhteisöjen, elinympäristökokonaisuuksien ja ekosysteemien tarkasteluun (Noss 1983, Franklin 1993, Hansson & Larsson 1997). Suomessa viime vuosina käyty metsäkeskustelu on kohdistunut metsien pirstoutumiseen ja erityisesti vanhojen luonnonmetsien vähenemiseen (Kouki 1993, Haila ym. 1994, Kouki 1994, Hannelius & Niemelä 1995, Virkkala 1996). Melkein joka toisen uhanalaisen lajin (47,6 %) uhanalaisuuden ainakin yhdeksi syyksi arvioidaan erilaisten metsien väheneminen ja metsien rakenteellisten piirteiden yksipuolistuminen (Uhanalaisten... 1992).

Lajien suojeluhistoria tuntee kuitenkin vain muutaman esimerkitapauksen, jossa yksittäisen lajin suojelua on pyritty tutkimaan perusteellisesti tieteellisistä lähtökohdista (ks. Arnold 1995). Nämä selvitykset, jotka ovat tähdänneet uhanalaisten lajien säilyttämiseen ja metsienkäytön kestävään yhteensovittamiseen, ovat perustuneet vuosikausien tutkimuksiin ja hyvin yksityiskohtaisiin tietoihin lajin biologiasta. Vaikkei toimintaperiaatteiden luominen olekaan aina sujunut täysin ilman vastoinkäymisiä, johtopäätökset ovat olleet useimmiten kahdenlaisia: kannan elvyttämiseksi ja riittävän elinvoimaisen populaatiokoon saavuttamiseksi tulee suunnitteluvaiheessa kiinnittää huomiota joko tiettyjen avainrakennepiirteiden säilyttämiseen elinympäristössä (Walters 1991, Sturtevant ym. 1996) tai jätettävä avainelinympäristö kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle (Noon & McKelvey 1996).

Lounais-Yhdysvalloissa tavattavalle pihkatikalle (*Picoides borealis*) riittää sopivien pesäpuuryhmien säilyttäminen puunkorjuun yhteydessä ja linnuille sopivien onkaloiden lisääminen keinotekoisesti (Walters 1991). Amerikannäädän (*Martes americana*) elinympäristövaatimukset liittyvät niin kuvio- kuin aluetason tekijöihin (Sturtevant ym. 1996). Lajin esiintymisalueella tulee olla eri-ikäisiä metsiä. Lajin ravintokohteena olevat myyrät esiintyvät runsaimmin nuorissa metsissä, joissa kenttäkerroksen kasvillisuus on hyvin kehittynyt. Näiden metsäkuvioiden metsänpohjalla tulee lisäksi olla runsaasti maapuita, jotta talviaikaan kulku hangen alle myyränpyyntiin olisi esteetöntä maapuiden kinoksiin muodostamien onkaloiden kautta. Täpläpöllön (*Strix occidentalis cauriana*) sen sijaan on tutkimuksissa todettu esiintyvän lähes poikkeuksetta vanhoissa yli 150-vuotiaissa luonnonmetsissä. Metsänrakenteessa ei ole voitu nimetä mitään erityistä piirrettä, joka yksin selittäisi lajin esiintymistä (Noon & McKelvey 1996). Laji on kiinteästi elinympäristösidonnainen. Meikäläisistä lajeista metso on saanut osakseen yksityiskohtaisempaa tutkimusta metsänhoidon varalle. Tutkimukset ovat osoittaneet, että varovaisia hakkuita voidaan toteuttaa jopa soidinkeskuksissa soidinpaikan toimivuuden vaarantumatta ja kukkojen häiriintymättä. Metso edellyttää elinympäristöltään siis tiettyjä avainpiirteitä, joiden säilyttäminen hakkuissa on perusteltua ja jotka voidaan ottaa käytännössä huomioon huolellisen puunkorjuusuunnittelun yhteydessä (Valkeajärvi & Ijäs 1987, 1991, ks. myös Rolstad & Wegge 1987, 1989).

7.2 Liito-orava ja metsänhoito Suomessa

Monissa tutkimuksissa on arvioitu eri metsänkäsittelytoimien vaikutusta liito-oravan viihtymiseen, ja niissä on esitetty metsänhoitosuosituksia lajin asuttamien metsien pitämiseksi sille sopivina (Hokkanen & Karivalo 1985, Sulkava ym. 1994, WWF 1996, ks. myös Kaihua 1992). Suositukset tähtäävät liito-oravametsien rakenteellisten ominaisuuksien säilyttämiseen kevyitä metsänhoitomenetelmiä soveltamalla ja korostavat metsä- ja latvusyhteyksien tärkeyttä eri liito-oravametsien ja laajempien metsäalueiden välillä. Metsänhoitomenetelmiä ohjaileviksi metsän rakenteellisiksi ilmentäjäpiirteiksi tutkimuksissa katsottiin kolopuut ja järeät haavat (Sulkava ym. 1994) tai pesäpuut (WWF 1996). Näiden liito-oravan elinpiirin keskeisten tunnusmerkkien perusteella niiden ympärille ehdotetaan muodostettavaksi suojavyöhykkeitä, jotka jäisivät kokonaan käsittelemättä. Noin hehtaarin kokoinen alue pesä- ja kolopuiden ympärillä katsotaan riittäväksi. Telemetriatutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, ettei lajin elinympäristön säilyttämistä kuviotasolla voida perustaa yksinomaan pesä- tai kolopuiden varaan. Tätä voidaan perustella seuraavasti: 1) liito-oravilla on elinpiirillään useita päivehtimiskoloja, ja kolojen lisäksi ne viihtyvät yllättävänkin usein vanhoissa oravanpesissä; 2) liito-oravan käyttämät päivehtimispaikat sijaitsevat usein ydinelinpiirin laidalla tai jopa sen ulkopuolella, mikä saattaa johtaa siihen, että suojavyöhyke perustetaan kokonaan väärään paikkaan; 3) pesä- ja kolopuiden pitäminen avaintekijöinä liito-oravametsien käsittelyä suunniteltaessa on metsänkäsittelijälle erinomaisen hankala ohje noudattaa, sillä pesäpuiden löytäminen metsistä ei aina onnistu alan tutkijoiltakaan ja kaikkien kolopuiden etsiminen vanhasta metsästä on työlästä ja vaivalloista. Liito-oravan ydinelinpiirin kooksi on laskettu Etelä-Suomen talousmetsissä 0,5 hehtaaria, mutta se jakautuu 2-6 eri laikuksi. Yksilöiden aktiivisuusalue on sen sijaan selvästi suurempi, keskimäärin 6,5 hehtaaria (Hanski 1998). Omien Koillismaalla tekemiemme radioseurantatutkimusten tulokset ovat samansuuntaisia. Etelä-Suomessa tarkoituksenmukaista metsienkäytön suunnittelua hankaloittaa myös maanomistussuhteiden kirjavuus. Pohjois-Suomessa suunnittelu voi tapahtua yhtenäisillä valtionmailla kokonaisvaltaisemmin, ja se voi olla pitkäjänteisempää kuin alueilla, joilla maanomistus on jakautunut usean tahon kesken.

7.3 Liito-orava ja metsänhoito Koillismaalla

Liito-oravan pohjoisten populaatioiden suojelutilanne parani olennaisesti Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojeluohjelman toteuduttua. Avainbiotooppien, kuten lehtojen, rehevien lehtomaisten kankaiden, vanhojen lehtimetsien ja aarniometsien sekä erilaisten korpien, jättäminen luonnontilaan edesauttaa osaltaan liito-oravalle sopivien elinympäristötyyppien säilymistä (Meriluoto 1995, Metsähallitus 1997). Mutta, koska lajien suojelua ei voida toteuttaa pelkästään suojelualueita perustamalla, monien lajien, liito-orava mukaan luettuna, keskeinen suojelukysymys on, mitä tapahtuu suojelualueiden ulkopuolella. Esimerkiksi elinympäristön pirstoutuminen uhanalaisuuden syynä ei väisty, vaikka lajia suojeltaisiinkin paikallisesti, sillä pirstoutuneen

elinympäristön palautuminen yhtenäiseksi voi kestää vuosikymmeniä. Koillismaan liito-oravapopulaatioiden tulevaisuuteen vaikuttaa olennaisesti myös Kainuun länsiosien vaarajakson metsien kohtalo, koska tämä vaarajakso ja Kainuun länsiosien kuusivaltaiset metsät muodostavat sillan pohjoisten ja eteläisten populaatioiden välille. Lisäksi on muistettava, että viime vuosien kuluessa vasta liito-oravan pohjoisten populaatioiden (Kainuun ja Koillismaan) levinneisyyskuva on alkanut piirtyä nähtäväksemme. Meillä ei kuitenkaan toistaiseksi ole minkäänlaista arviota pohjoisten populaatioiden runsaudesta, saati yksittäisillä metsäalueilla tavattavien populaatioiden suuruudesta. Sopivia ja luotettavia menetelmiä arvioida liito-oravakannan kokoa ei ole vielä olemassa.

Avainkysymys liito-oravametsien säilyttämisessä Koillismaalla on lajin elinympäristön, varttuneiden lehtipuusekametsien, tunnistaminen. Liito-oravan toteaminen sopivista metsänkohdista ei ole edellä mainitut seikat huomioon ottaen vaikeata, mutta riippumatta siitä, löytyykö liito-orava alueelta, sopivien metsänkohtien säilyttäminen on keskeinen metsänhoidollinen toimenpide. Keski-Suomessa tehdyt havainnot osoittavat, että liito-oravan elinpiirit autioituvat usein väliaikaisesti aivan luonnostaan. Metsänkohdat on kuitenkin asutettu myöhemmin lähes säännönmukaisesti, mikäli elinympäristössä ei tällä välin ole tapahtunut suurempia muutoksia (Sulkava & Sulkava 1996).

Koillismaalla vanhat haapasekametsät tulisi kuvioda erikseen ja niitä tulisi ainakin tilapäisesti kohdella avainbiotooppeina. Käytännössä kyseisten metsänkohtien säästäminen voi tapahtua jatkamalla kiertoaikaa. Koska lehtipuustoiset metsänkohdat ovat usein väliaikaisia, voidaan puunkorjuuta harkita, kun lehtipuusto ja mahdollisesti myös liito-orava ovat väistyneet paikalta. Puunkorjuu liito-oravametsien ydinalueilta ei ole suotavaa, sillä Etelä- ja Keski-Suomesta saadut kokemukset ovat osoittaneet, että erilaiset metsänhoitotoimenpiteet varovaisista harsintahakkuista siemenpuuhakkuisiin ovat karkottaneet yksilöt melko helposti muualle (J. Kinnunen ja R. Sulkava, henk.koht. tiedonannot). Vaikka metsän rakenteelliset piirteet metsänhoidon yhteydessä säilyisivätkin, metsänkohta voi autioitua pelkän häirinnän vuoksi. Yksilöiden aktiivisuusalueiden puunkorjuussa tulisi soveltaa varovaisia poiminta- ja kasvatushakkuita sekä pienaukkohakkuita siten, että asuinympäristön välitön ympäristö pysyy pääosin peitteisenä. Pienaukkojen koko voi vaihdella 4:stä 10 aariin, ja niitä tulisi sijoittaa sellaisiin metsänkohtiin, joissa haavan juuriverkosto vioittuu riittävästi, jolloin myös haavan uudistuminen juurivesomalla mahdollistuu. Liito-orava kykenee vaivatta liittämään 20–30 metriä leveiden aukkojen (voimalinjat, metsäautotiet) yli. Puuston korkeus aukon laidalla sekä maaston korkokuva vaikuttavat luonnollisesti liidon pituuteen.

Paikallisella mittakaavan tasolla maiseman rakennepiirteet ratkaisevat, kuinka liito-orava kykenee siirtymään paikasta toiseen. Koska laji asuttaa kohtalaisen väliaikaista metsänkehitysvaihetta, lajin on täytynyt sopeutua levittäytymään pitkin boreaalista metsämaisemaa (vrt. Tiebout & Anderson 1997). Tästä johtuen maiseman tulee rakentua 'matkustuskelpoisista' metsistä. Paikallisella tasolla maiseman tulisi sisältää 50 % peitteisiä metsiä, jotka muodostavat

latvustoyhteyden erillisten metsäalueiden ja sopivien metsänkohtien välille. Tutkimuksessa käytetyn luokituksen mukaan viimeinen liikkumiskelpoinen luokka (mäntymetsät, joissa puuston tilavuus on 50–100 m³) on hyvin epätarkka ja siihen lukeutuu monenlaisia ja -ikäisiä metsiä. Siksi liikkumiselinympäristön ikään tai kuutiomäärään perustuvaa määrittelyä ei voida tehdä tarkalleen. Peukalosääntönä voidaan kuitenkin pitää, että liikkumisympäristöä ovat sellaiset sulkeutuneet metsät, joiden puuston valtapituus on yli 10 metriä. Tällaisia metsiä ovat nuoret kasvatusmetsät, jotka on jo väljennyshakattu, sekä varttuneet kasvatusmetsät ja sitä vanhemmat kehitysluokat. Liian tiheäpuustoisissa metsissä liito-orava ei kykene liikkumaan vaivattomasti liitämällä. Tällä hetkellä Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen toimialueella 38 % metsistä on varttuneita kasvatusmetsiä tai sitä vanhempia kehitysluokkia (Taivalkoskella 40 %). Nuorten kasvatusmetsien osuus on 41 % (Taivalkoskella 37 %) (Pohjanmaan metsänhoitajat 1995, Metsätilastollinen vuosikirja 1996). Siis jo melko lähitulevaisuudessa liito-oravalle kulkukelvollisten metsien määrä kasvaa Koillismaalla merkittävästi.

Taimikoiden ja kasvatusmetsien hoidossa tulee kiinnittää huomiota lehtipuustoisten metsänkohtien syntymiseen. Tässä yhteydessä kysymykseen tulevat erityisesti kuuselle sopivat kasvupaikat. Lehtipuuta, erityisesti haapaa, tulee suosia. Haapojen kaulaamisesta tai niiden kaatamisesta liito-oravien asuttamilla tai niille suunnitelluilla alueilla olisi luovuttava kokonaan. Kuusikoiden uudistamisessa olisi hakkuualalle jätettävä käsittelemättömiä metsänkohtia, joissa metsän rakenne säilyy ennallaan ja puusto luonnollisen tiheänä.

Suunnittelutyössä tulee muistaa, ettei toimenpiteiden laadintaa helpottamaan ole olemassa yhtä kaavamaisista ohjetta. Koska luonnonolojen vaihtelu niin paikallisesti kuin alueellisesti on hyvin suurta, tarkat ohjeet säästö- ja aktiivisuusalueiden laajuudesta tai muodosta eivät sovellu yksiselitteisesti kaikkialle. Siksi seikkaperäiset suunnitelmat on laadittava tapauskohtaisesti. Säästettävät metsänkohdat on rajattava maastoon mielekkäästi, ja ne on mukautettava vallitseviin maanpinnan muotoihin, topografisiin piirteisiin ja erilaisten metsätyyppien kirjoon. Toimenpiteet tulee kohdistaa harkitusti ympäröiviin metsiin, jotta kohde säilyy yhtenäisenä ja metsäympäristö peitteisenä. Suunnittelussa on olennaista huomata maiseman rakenteen merkitys maiseman eri tasoilla (tilaulottuvuus) sekä maiseman rakenteessa tapahtuvat muutokset ajan kuluessa (aikaulottuvuus). Käytännön toimenpiteet on suunniteltava olemassa olevien suunnitteluohjeiden mukaisesti ja kulloistenkin luonnonolojen asettamissa puitteissa.

7.4 Metsänkäsittelysuositukset pähkinänkuoressa

- Opi tunnistamaan liito-oravan jätökset ja etsimään niitä suurten kuusten ja haapojen tyviltä.

- **Opi tuntemaan** liito-oravalle sopiva elinympäristö. Tutustu tunnettuihin liito-oravametsiin ja muodosta selkeä mielikuva lajin elinympäristöstä.
- **Säilytä** liito-oravan asuttamat metsät ja sopivat varttuneita lehtipuita, erityisesti haapaa, kasvavat metsänkohdat luonnontilassa pidentämällä kiertoaikaa, vaikkei niissä esiintyisikään liito-oravaa juuri nyt. (elinpiiritaso)
- **Tarkastele** elinympäristön välittömässä läheisyydessä olevia metsiä aktiivisuusalueena. Kevyiden harvennus- ja pienaukkohakkuiden tekeminen on mahdollista. Suunnittele uudistusalat siten, etteivät avoimet alat ja taimikot muodosta liian laajoja ja yhtenäisiä aukioita, jotka estävät liito-oravaa liikkumasta. (elinpiiri-paikallinen taso)
- **Huolehdi**, että metsäalueet pysyvät yhtenäisinä metsäkokonaisuuksina ja että eri metsäalueiden välille kehittyä ajan myötä varttuneista kasvatusmetsistä ja sitä vanhemmista kehitysluokista muodostuneita metsäyhteyksiä. (paikallinen-maisemataso)
- Taimikoiden ja nuorten kasvatusmetsien hoidossa on kiinnitettävä huomiota lehtipuiden säästämiseen ja lehtevien, erityisesti haapaa kasvavien, metsänkohtien synnyttämiseen. (maisemataso)

Muista, että jokainen metsäalue ja -kuvio on oma yksilöllinen tapauksensa. Laadi suunnitelmat tapauskohtaisesti.

8 YHTEENVETO

Koillismaan liito-oravatutkimuksen tavoitteena oli selvittää, millaisissa metsissä laji esiintyy Koillismaalla ja tarkastella lajin levittäytymismahdollisuuksia pohjoisessa metsämaisemassa. Liito-oravan asuttamien metsien puuston rakenne mitattiin yksityiskohtaisesti ja liito-orava-alueiden maiseman rakenne analysoitiin lajille sopivien ekologisten yhteyksien arvioimiseksi. Osatutkimusten perusteella laadittiin Koillismaan liito-oravia koskevia metsänhoitosuosituksia metsätaloudellisen suunnittelun apuvälineiksi.

Koillismaalla liito-oravan esiintymispaikat sijoittuvat lehtipuustoiisiin metsänkohtiin. Elinympäristöjä luonnehtii erityisesti haavan runsas esiintyminen. Liito-oravametsien puusto on lisäksi järeämpää ja korkeampaa kuin Koillismaan metsissä yleensä. Näissä metsänkohdissa on myös enemmän lahoavia maapuita kuin vertailumetsissä. Liito-oravan elinympäristö on metsän sukcession lehtipuvaihe, joka on Koillismaalla pitkälti vuosisadan alun poimintahakkuiden ansiota ja vain osin seurausta metsissä luontaisesti tapahtuvasta pienaukkodynamiikasta.

Tutkimuksen liito-oravat asuvat pääasiassa Koillismaan vanhojen metsien inventointialueilla. Metsäalueet ovat paikallisen mittakaavan tasolla yhtenäisempiä kuin talousmetsämaisema yleensä. Liito-oravan levittäytyminen

olemassaolevien luonnonmetsien sisällä näyttää olevan ongelmatonta. Sen sijaan suuremmalla mittakaavan tasolla, varttuneiden luonnonmetsien välillä, rikkonainen talousmetsämaisema voi jarruttaa lajin levittäytymistä.

Osatutkimusten tulosten perusteella käytännön metsätaloudellisessa suunnittelussa on otettava huomioon sekä elinpiiri- että paikallinen taso. Elinpiiritasolla suunnittelun keskeisin tavoite tulisi olla liito-oravalle sopivien metsänkohtien yksityiskohtainen kartoittaminen ja niiden säilyttäminen luonnontilassa. Paikallisella tasolla tulisi varmistaa maiseman säilyminen yhtenäisenä ja peitteisenä varaamalla alueelle riittävästi levittäytymiseen kelpollisia metsiä. Maisematasolla – koko suunnittelualueella – pitää hahmottaa maiseman rakenteessa tapahtuvat muutokset ajan kuluessa ja huolehtia lehtipuuvältaisten metsien tai metsänkohtien jättämisestä huomispäivän liito-oraville.

KIITOKSET

Tutkimus on tehty Metsähallituksen Pohjanmaan-Kainuun luontopalveluiden ja Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusaseman välisenä yhteistyönä. Tutkimukseen on lisäksi osallistunut lukuisa joukko ihmisiä pienin mutta hyvin tarpeellisin ponnistuksin. Haluamme esittää heille kaikille parhaat kiitokset yhteistyöstä ja avunannosta sekä heidän mielenkiinnostaan tutkimustamme kohtaan.

Koillismaan vanhojen metsien kiertely ja metsien mittaaminen ei olisi onnistunut ilman tunnollisia ja tinkimättömiä maastoapulaisia. Sami Reunasen, Timo Pätsin ja Marko Honkasen kanssa vietin (PR) monia mieleenpainuvia hetkiä Koillismaan vanhoissa metsissä retkeillen, jutellen ja ihmetellen.

Ilpo K. Hanski, Pekka Helle, Kari Louhisalmi, Mikko Mönkkönen, Risto Sulkava, Gergely Várkonyi ja professori Erkki Annila tutustuivat tutkimuksen käsikirjoitukseen ja arvioivat lukemaansa monipuolisesti. Olemme lähes poikkeuksetta voineet ottaa huomioon heidän esittämänsä korjausehdotukset, minkä ansiosta tekstin luettavuus, tutkimuksen rakenne ja selkeys kohentuivat merkittävästi. Lisäksi Mikon avuliaisuus ja hänen neuvonsa monissa teknisissä yksityiskohdissa ovat erityisen maininnan arvoisia.

Olemme kiitoksen velkaa myös Martti Ohenojalle – lämminhenkiselle luonnonystävälle – hänen Koillismaan liito-oravatutkimuksen hyväksi tekemästään työstä. Uutterana maastoihmisenä ja metsienkulkijana hän löysi lukuisia uusia elinpiirejä ja katsoi parhaaksi tutustuttaa henkilökohtaisesti myös PR:n näihin metsiin.

LÄHTEET

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968: Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. – *Annales Botanici Fennici* 5(3):169–211.
- Andrén, H. 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71:355–366.
- Andrén, H. 1997: Habitat fragmentation and changes in biodiversity. – *Ecological Bulletin* 46:71–81.
- , Delin, A. & Seiler, A. 1997: Population responses to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. – *Oikos* 80:193–196.
- Arnold, G. W. 1995: Incorporating landscape pattern into conservation programs. – Teoksessa: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim.), *Mosaic landscapes and ecological processes*:309–337. Chapman & Hall, London.
- Bonan, G. B. & Shugart, H. H. 1989: Environmental factors and ecological processes in boreal forest. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:1–28.
- Cajander, A. K. 1910: Metsiemme uudistushakkaukset toisiinsa verrattuna. – Teoksessa: Grotenfelt, G., Enckell, K., Suuronen, P., Nylander, H. & Cajander, E. (toim.), *Maanhenki – maataloudellinen tietokirja*:584–635. Otava, Helsinki.
- Chtchoukine, A. K. 1996: North European platyphyllous forests: biodiversity dynamics and climate changes in northwest European Russia. – *Silva Fennica* 30:341–351.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979: The statistics and biology of the species-area relationship. – *American Naturalist* 113:791–817.
- Den Boer, P. J. 1968: Spreading the risk and stabilization of animal numbers. – *Biotheoretica* 18:165–194.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J. & Pulliam, H. R. 1992: Ecological processes that affect populations in complex landscapes. – *Oikos* 65:169–175.
- Eronen, P. 1991: Liito-oravan (*Pteromys volans*) habitaattivaatimuksista Etelä-Suomessa. – *Lounais-Hämeen Luonto* 78:80–93.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. – *Ecological Bulletin* 46:16–47.
- Forman, R. T. T. 1995: *Land mosaics – the ecology of landscapes and regions*. – Cambridge University Press, Cambridge. 632 s.
- & Godron, M. 1986: *Landscape Ecology*. – John Wiley & Sons, New York. 619 s.

- Franklin, J. F. 1993: Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? – *Ecological Applications* 3:202–205.
- Franklin, J. F. & Forman, R. T. T. 1987: Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. – *Landscape Ecology* 1(1):5–18.
- Gardner, R. H., Turner, M. G., Dale, V. H. & O'Neill R. V. 1992: A percolation model of ecological flow. – Teoksessa: Hansen, A. J. & di Castri, F. (toim.), *Landscape boundaries – consequences for biotic diversity and ecological flows*:259–269. Springer-Verlag, New York.
- Haila, Y. 1983: Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonisation. – *Oikos* 41:334–351.
- 1990: Toward an ecological definition of an island: a northwest European perspective. – *Journal of Biogeography* 17:561–568.
- , Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.) 1994: Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisissa havumetsissä. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482:1–123.
- Haines-Young, R., Green, D. R. & Cousins, S. H. 1993: *Landscape ecology and GIS*. – Taylor & Francis, London. 288 s.
- Hannellius, S. & Niemelä, P. (toim.) 1995: *Monimuotoisuus metsien hoidossa*. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 564. 142 s.
- Hanski, I. K. 1998: Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel, *Pteromys volans*, in managed forests. – *Wildlife Biology* 4:33–46.
- Hansson, L. 1977: Landscape ecology and stability of populations. – *Landscape Planning* 4:85–93.
- & Larsson, T.-B. 1997: Conservation of boreal environments: a completed research program and a new paradigm. – *Ecological Bulletin* 46:9–15.
- Harrison, S. & Fahrig, L. 1995: Landscape pattern and population conservation. – Teoksessa: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim.), *Mosaic landscapes and ecological processes*:293–308. Chapman & Hall, London.
- Heikinheimo, O. 1915: Kaskiviljelyksen vaikutus Suomen metsiin. – *Acta Forestalia Fennica* 4(2):1–264.
- Heikkilä, R., Hublin, P., Kallonen, S., Karttunen, K., Leivo, A., Saarela, M., Terhivuo, J., Virolainen, E. & Väisänen, R. 1993: *Luonnonsuojeluselvitysten laatimisopas*. – Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, opas 5/1993. 137 s.
- Helle, P. & Nikula, A. 1996: Usage of geographic information systems (GIS) in the analyses of wildlife triangle data. – *Finnish Game Research* 49:26–36.

- Hobbs, R. J. 1992: The role of corridors in conservation: solution or bandwagon. – *Trends in Ecology and Evolution* 7:389–392.
- Hofgaard, A. 1993: 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. – *Journal of Vegetation Science* 4:773–782.
- Hokkanen, H. & Karivalo, L. 1985: Liito-orava tarvitsee suojelua. – *Leipä Leveämmäksi* 3:41–44.
- Hokkanen, H., Törmälä, T. & Vuorinen, H. 1982: Decline of the flying squirrel *Pteromys volans* L. populations in Finland. – *Biological Conservation* 23:273–284.
- Janssens, P. & Gulinck, H. 1988: Connectivity, proximity and contiguity in the landscape interpretation of remote sensing data. – *Münstersche Geographische Arbeiten* 29:43–47.
- Jansson, G. 1997: The long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) as an indicator for the distribution of deciduous forest in boreal landscapes. – *Lisensiaatintyö, Ruotsin maatalousyliopiston luonnonsuojelubiologian laitos, Uppsala*. 119 s.
- Johnson, A. R., Wiens, J. A., Milne, B. T. & Crist, T. O. 1992: Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. – *Landscape Ecology* 7(1):63–75.
- Johnson, L. B. 1990: Analyzing spatial and temporal phenomena using Geographical Information Systems. – *Landscape Ecology* 4:31–34.
- Kaihua, M.-L. 1992: Liito-oravan elinympäristön hoito. – *Tutkielma, Evon Metsäoppilaitos, Evo*. 32 s. + 4 liitettä.
- Kaikusalo, A. 1973: Vielä liittää liito-orava. – *Suomen Luonto* 32(4–5):178–180.
- Kalela, E. K. 1945: Suomen metsien puulajidynamiikkaa. – *Terra* 57:1–19.
- 1952: Metsiemme kuusettumisesta erään esimerkin valossa. – *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 40(21):1–23.
- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1990: Kaukokartoitus biologisessa tutkimuksessa. – *Luonnon Tutkija* 94:156–164.
- & Syrjänen, K. 1991: To what extent are vegetation types visible in satellite imagery? – *Annales Botanici Fennici* 28:45–57.
- Keltikangas, V. 1959: Suomalaisista seinäsammaltypeistä ja niiden asemasta Cajanderin luokitusjärjestelmässä. – *Acta Forestalia Fennica* 69(1):1–266.
- Koljonen, T. (toim.) 1992: Suomen geokemiallinen atlas, osa 2: moreeni. – *Punamusta, Helsinki*. 218 s.
- Kortesalmi, J. J. 1975: Kuusamon historia 2: Kuusamon talonpoikaiselämä 1670–1970. – *Helsingin Liikekirjapaino, Helsinki*. 705 s.

- Kouki, J. 1993: Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 11. 88 s.
- Kouki, J. (toim.) 1994: Biodiversity in the Fennoscandian boreal forests: natural variation and its management. – *Annales Zoologici Fennici* 31:1–217.
- Kozakiewicz, M. 1995: Resource tracking in space and time. – Teoksessa: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim.), *Mosaic landscapes and ecological processes*:136–148. Chapman & Hall, London.
- Kuusela, K. 1990: The dynamics of boreal coniferous forest. – Gummerus, Jyväskylä. 172 s.
- Laki kaski- ja kytöviljelystä 1886. – Sundström, B. A. & Ailio, L. (toim.), Suomen laki 1927. Suomen Kirjallisuuden Seura, Helsinki. 1162 s.
- Lande, R. 1988: Demographic models of the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). – *Oecologia* 75:601–605.
- Lehto, J. & Leikola, M. 1987: Käytännön metsätyypit. – Kirjayhtymä, Helsinki. 96 s.
- Levins, R. 1970: Extinction. – Teoksessa: Gerstenhaber M. L. (toim.), *Lectures on mathematics in the life sciences* vol. 2:77–107. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.
- Lindholm, T. & Tuominen S. 1993: Metsien puuston luonnontilaisuuden arviointi. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 3. 37 s.
- MacArthur, R. H. & Levins, R. 1964: Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 51:1207–1210.
- Mattila, E. 1993: Paikkatietojärjestelmien virhelähteistä. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 479:27–41.
- McGarigal, K. & Marks, B. J. 1993: FRAGSTATS – spatial pattern analysis for quantifying landscape structure. – U.S. Forest Service General Technical Report, PNW, 351.
- Meriluoto, M. 1995: Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt – tunnistaminen ja hoitosuosituksia. – Metsäkeskus Tapion julkaisu 12:1–32.
- Merriam, G. 1991: Corridors and connectivity: animal populations in heterogenous environments. – Teoksessa: Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (toim.), *Nature conservation 2: the role of corridors*:133–134. Surrey Beatty & Sons Pty Limited, New South Wales, Australia.
- Metsähallitus 1997: Metsätalouden ympäristöopas. – Metsähallitus, Vantaa. 130 s.
- Metsäntarkastuskertomus 1933. Pohjois-Taivalkosken hoitoalue: yleinen kertomus ja taloussuunnitelma. – Maakunta-arkisto, Oulu.

- Metsätilastollinen vuosikirja 1996. – Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa- ja metsätalous 1996:3. 352 s.
- Morris, 1995: Habitat selection in mosaic landscapes. – Teoksessa: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim.), Mosaic landscapes and ecological processes:110–135. Chapman & Hall, London.
- Mäkelä, A. 1996a: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) ravintokohteet eri vuodenaikoina ulosteanalyysin perusteella. – Teoksessa: Liito-oravatyöryhmä, Liito-orava Suomessa:54–58. Maailman Luonnonsäätiön WWF Suomen rahaston raportteja nro 8.
- 1996b: Liito-oravan (*Pteromys volans* L.) lisääntymisbiologiasta. – Teoksessa: Liito-oravatyöryhmä, Liito-orava Suomessa:63–66. Maailman Luonnonsäätiön WWF Suomen rahaston raportteja nro 8.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997: Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. – *Ecography* 20(6): 634–642.
- Niemelä, T. 1991: Suomen kääpien määräysopas. 6. uud. p. – Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 125. 105 s.
- Nikula, A., Ritari, A. & Lahti, M.-L. (toim.) 1993: Paikkatiedon ja satelliittikuvainformaation käyttö metsäntutkimuksessa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 479. 110 s.
- Noon, B. R. & McKelvey, K. S. 1996: Management of the spotted owl: a case history in conservation biology. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:135–62.
- Noss, R. F. 1983: A regional landscape approach to maintain diversity. – *BioScience* 33:700–706.
- Ognev, S. I. 1940: Mammals of the U.S.S.R. and adjacent countries. Vol. IV. – Israel program for scientific translations, Jerusalem. 426 s.
- Paakkonen, J. 1991: Liito-oravan (*Pteromys volans*) esiintyminen pääkaupunkiseudulla vuosina 1988–1990. – *Lounais-Hämeen Luonto* 78:94–105.
- Pearson, S. M., Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 1996: An organism-based perspective of habitat fragmentation. – Teoksessa: Szaro, R. C. & Johnston, D. W., Biodiversity in managed landscapes:77–95. Oxford University Press, New York.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. 1985: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. – Academic Press, Inc. San Diego. 472 s.

- Pohjanmaan metsänhoitajat 1995: Pohjois-Pohjanmaan metsät v. 1993 valtakunnan metsien 8. inventoinnin mukaan. – Pohjanmaan metsänhoitajat ry, Oulu. 36 s.
- Punkari, M. (toim.) 1984: Suomi avaruudesta. – Tähtitieteellinen yhdistys Ursa, Helsinki. 176 s.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987: Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. – *Oecologia* 72:389–394.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989: Capercaillie *Tetrao urogallus* populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies. – *Finnish Game Research* 46:43–52.
- Rülcker, C., Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1994: Ekologi i skoglig planering – förslag på planeringsmodell i Särna-projektet med naturlandskapet som förbild. – Skogsforsknings redogörelse no 8. 47 s.
- Siivonen, L. & Sulkava, S. 1994: Pohjolan nisäkkäät. – Otava, Keuruu. 244 s.
- Simberloff, D. 1988: The contribution of population and community biology to conservation science. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 19:473–511.
- Sirén, G. 1955: The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. – *Acta Forestalia Fennica* 62:1–408.
- Skarén, U. 1978: Liito-oravan esiintymisestä ja talviravinnosta Pohjois-Savossa. – *Luonnon Tutkija* 82:139–140.
- Soulé, M. E. 1985: What is conservation biology? – *BioScience* 35:727–734.
- (toim.) 1986: Conservation biology – the science of scarcity and diversity. – Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts. 584 s.
- Sousa, P. 1984: The role of disturbance in natural communities. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353–391.
- Star, J. & Estes, J. 1990: Geographic Information Systems – an introduction. – Prentice Hall, New Jersey. 303 s.
- Sturtevant, B. R., Bissonette, J. A. & Long, J. N. 1996: Temporal and spatial dynamics of boreal forest structure in western Newfoundland: silvicultural implications for marten habitat management. – *Forest Ecology and Management* 87:13–25.
- Sulkava, P. & Sulkava, R. 1993: Liito-oravan ravinnosta ja ruokailutavoista Keski-Suomessa. – *Luonnon Tutkija* 97:136–138.
- Sulkava, R. & Sulkava, P. 1996: Liito-oravan esiintymisestä Keski-Suomessa. – Teoksessa: Liito-oravatyöryhmä, Liito-orava Suomessa:35–39. Maailman Luonnonsäätiön WWF Suomen rahaston raportteja nro 8.

- , Eronen, P. & Storrack, B. 1994: Liito-oravan esiintyminen Helvetinjärven ja Liesjärven kansallispuistoissa sekä ympäröivillä valtionmailla 1993. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 18. 29 s.
- Suomen kartasto. Vihko 121–122 Maanpinnan muodot. – Maanmittaushallitus, Helsinki, 1986. 20 s.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994: Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. – *Annales Zoologici Fennici* 31:19–34.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993: Connectivity is a vital element of landscape structure. – *Oikos* 68:571–572.
- Tiebout, H. M. & Anderson, R. A. 1997: A comparison of corridors and intrinsic connectivity to promote dispersal in transient successional landscapes. – *Conservation Biology* 11:620–627.
- Tomppo, E. & Katila, M. 1993: Satelliittipohjainen valtakunnan metsien inventoinnin tietotuotanto. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 479:21–26.
- Turner, M. G. 1989: Landscape ecology: the effect of pattern and process. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171–197.
- Turner, M. G. & Gardner, R. H. (toim.) 1990: Quantitative methods in landscape ecology. – Springer-Verlag, New York. 536 s.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunta 1986: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö, osa 2: uhanalaiset eläimet. – Komiteamietintö 1985:43, Ympäristöministeriö, Helsinki. 466 s.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunta 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. – Komiteamietintö 1991:30, Ympäristöministeriö, Helsinki. 328 s.
- Valkeajärvi, P. & Ijäs, L. 1987: Metson soidinpaikkojen hoito. – *Metsästäjien Keskusjärjestö, Keski-Suomen riistanhoitopiiri*. 17 s.
- & Ijäs, L. 1991: Soidinkeskuksen hakkuun vaikutuksista metson soitimeen. – *Suomen Riista* 37:44–55.
- van der Maarel, E. 1993: Some remarks on disturbance and its relation to diversity and stability. – *Journal of Vegetation Science* 4:733–736.
- Walter, H. & Breckle, S.-W. 1985: Ecological systems of the geobiosphere vol. 1 – ecological principles in global perspective. – Springer-Verlag, Berlin. 242 s.
- Walters, J. F. 1991: Application of ecological principles to the management of endangered species: the case of the red-cockaded woodpecker. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 22:505–523.

- Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1996: Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III. – Suomen ympäristö 30. Ympäristöministeriö, Helsinki. 111 s.
- Watt, A. S. 1947: Pattern and process in the plant community. – *Journal of Ecology* 35:1–22.
- White, P. S. 1979: Pattern, process and natural disturbance in vegetation. – *Botanical Review* 3:229–299.
- Wiens, J. A. 1976: Population responses to patchy environments. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 7:81–120.
- Wiens, J. A. 1989: Spatial scaling in ecology. – *Functional Ecology* 3:385–397.
- Virkkala, R. 1996: Metsien suojeluverkon rakenne ja kehittämistarpeet. – Suomen Ympäristö 16:1–53.
- Wistbacka, R., Köykkäri, S., Jakobsson, R. & Nyman, B. 1996: Flygekorrrens förekomst och biotopval i Jakobstad och Larsmo 1989–1993. – Teoksessa: Liito-oravatyöryhmä, Liito-orava Suomessa:26–34. Maaailman Luonnonsäätiön WWF Suomen rahaston raportteja nro 8.
- With, K. A. & Crist, T. O. 1995: Critical thresholds in species responses to landscape structure. – *Ecology* 76:2446–2459.
- , Gardner, R. H. & Turner, M. G. 1997: Landscape connectivity and population distribution in heterogenous environments. – *Oikos* 78:151–169.
- WWF 1996: Liito-orava Suomessa. – Maaailman Luonnonsäätiön WWF Suomen rahaston raportteja nro 8. 80 s.