

# Metsien ennallistamisen ekologiaa

Harri Tukia



Vantaa 2001

Harri Tukia  
harri.tukia@vyh.fi

Julkaisun sisällöstä vastaa tekijä  
eikä julkaisuun voida vedota  
Metsähallituksen virallisena  
kannanottona.

ISSN 1235-6549  
ISBN 952-446-250-8 (nidottu)

Oy Edita Ab  
Helsinki 2001  
2. painos

Kansikuva: Jari Kostet



© Metsähallitus 2001

Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 124

# Metsien ennallistamisen ekologiaa

Harri Tukia



METSÄHALLITUS  
*Luonnonsuojelu*

# KUVAILULEHTI

Julkaisija  
Metsähallitus

Julkaisun päivämäärä  
07.11.2000

Tekijät (toimielimestä: toimielimen nimi, puheenjohtaja, sihteeri)		Julkaisun laji	
Harri Tukia		Selvitys	
		Toimeksiantaja	
		Metsähallitus, luonnonsuojelu	
Toimielimen asettamispyvm			
Julkaisun nimi			
Metsien ennallistamisen ekologiaa			
Julkaisun osat			
Tiivistelmä			
<p>Luonnon metsä muuttuu jatkuvasti. Ilmaston muutokset ja kasvilajien leviäminen selittävät mm. puulajiston eroja eri aikakausilla. Erilaiset häiriöt aiheuttavat muutoksia yhden puusukupolven aikana. Tällaisia häiriöitä ovat esimerkiksi kulot, voimakkaat tuulet, hyönteiset, sienet ja eräät nisäkkäät. Häiriöiden vaikutusalue vaihtelee suuresti muutamista neliömetreistä satoihin, jopa tuhansiin hehtaareihin. Häiriöiden esiintyminen ja toistuvuus ovat epäsäännöllisiä.</p> <p>Luonnonmetsissä häiriöiden seurauksena osa puustosta kuolee. Metsiin syntyy kuollutta puuta eri häiriöiden seurauksina ja metsissä on eriasteisesti lahonnut monien eri puulajien ja puiden eri kokoluokkien muodostama lahoppuusto. Puusto muodostuu yleensä useista puulajeista, se on kerroksellista, eri-ikäistä ja tilarakenteeltaan epätasaista. Palanutta puuta löytyy useimmista luonnonmetsistä.</p> <p>Ihminen muuttaa luonnonmetsiä suuresti. Hän hakkaa puustoa ja estää luontaiset häiriöt metsissä. Talousmetsissä lahoppuustoa on niukasti, ja sekin usein varsin yksipuolista. Palanutta puuta ei ole. Metsät ovat yleensä yhden puulajin ja latvuserroksen muodostamia tasaikäisiä ja tilarakenteeltaan tasaisia puustoja, joita pirstovat hakkuiden lisäksi metsätiet. Metsät ovatkin uhanalaisten eliölajien tärkein elinympäristö Suomessa..</p> <p>Pääosa suojelualueiden metsistä on entisiä talousmetsiä. Niitä voidaan muuttaa luonnontilaisemmaksi ennallistamalla niitä eli lisäämällä niihin kertaluontoisella toimella luonnonmetsän piirteitä.</p> <p>Ennallistamisen tavoitteita ovat vanhojen luonnonmetsien ytimien laajentaminen ja uhanalaisten lajien suojelu. Näihin tavoitteisiin pyritään metsiä polttamalla, pienaukkohakkuilla, puita vaurioittamalla, teitä metsittämällä, pohjavedenpintaa nostamalla, tulvittamalla ja/tai lajinsiirroin.</p> <p>Suojelualueiden ennallistamistarve olisi selvitettävä kiireellisesti. Lisäksi ennallistamisseurantoja olisi jatkettava, jotta saataisiin selville ennallistamisen vaikutukset pitkällä aikavälillä.</p>			
Avainsanat			
ennallistaminen, kulo, metsä, lahoppu, tuuli, lumi, hyönteinen, uhanalaisuus, sieni, nisäkäs			
Muut tiedot			
2. painos			
ISBN			
952-446-250-8			
Sarjan nimi ja numero		ISSN	
Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 124		1235-6549	
Kokonaissivumäärä	Kieli	Hinta	Luottamuksellisuus
68	suomi	60,-	julkinen
Jakaja		Kustantaja	
Metsähallitus, luonnonsuojelu		Metsähallitus	

# PRESENTATIONSBLAD

Utgivare

Forststyrelsen

Utgivningsdatum

07.11.2000

<p>Författare (uppgifter om organet, organets namn, ordförande, sekreterare)</p> <p><b>Harri Tukia</b></p>	<p>Typ av publikation</p> <p><b>Utredning</b></p>
<p>Publikation</p> <p><b>Ekologiska aspekter vid restaurering av skog</b></p>	<p>Uppdragsgivare</p> <p><b>Forststyrelsen, naturskydd</b></p>
<p>Publikationens delar</p>	<p>Datum för tillsättandet av organet</p>
<p>Referat</p> <p>Naturskogen förändras kontinuerligt. Klimatförändringarna och växtarternas utbredning förklarar bl.a. skillnaderna i trädfloras struktur under olika tidsperioder. Störningar av olika slag förorsakar förändringar under en trädgenerations tid. Störningar av här avsett slag är t.ex. skogsbränder, kraftiga vindar, insekter, svampar och vissa däggdjur. Arealmässigt varierar störningarnas verkningssområde mycket – från några kvadratmeter till hundratals, t.o.m. tusentals hektar. Förekomsten av störningar och deras frekvens är oregelbunden.</p> <p>Som en följd av störningarna dör en del av trädbeståndet i naturskogen. Härav följer att det börjar förekomma död ved i skogen. Det döda beståndet består av döda träd av olika trädslag i olika nedbrytningsstadier och olika dimensionsklasser. I trädbeståndet ingår normalt flera trädslag, det är flerskiktat, olikåldrigt och har en ojämn struktur. I de flesta naturskogar påträffas brandskadad ved.</p> <p>Människans verksamhet påverkar i hög grad naturskogen. Människan avverkar träd i beståndet och förebygger naturliga störningar i skogen. I ekonomiskogen finns det ytterst litet död ved och det som finns är ofta mycket ensidigt. Brandskadad ved finns det inte. I ekonomiskogen finns det vanligen bara ett trädslag, träden i kronskiktet är jämnåriga och beståndet har en mycket jämn struktur, som dock splittras av dels avverkningar, dels skogsvägar. Skogen är livsmiljö för de flesta av de hotade arterna i vårt land.</p> <p>Huvudparten av skogen i våra skyddsområden är tidigare ekonomiskog. Genom att restaurera ekonomiskogen, dvs genom att med hjälp av en åtgärd av engångsnatur återge den för naturskog typiska drag, kan ekonomiskogen återföras i ett naturligare tillstånd.</p> <p>Till målen för restaureringsarbetet hör att utvidga kärnan i de gamla naturskogarna och att skyddade de hotade arterna. För att nå dessa mål verkställs ett flertal olika åtgärder, det anläggs skogsbrandliknande bränder, huggs upp mindre luckor i skogen, träd åsamkas avsiktligt skada, skogsvägar beskogas, grundvattenytan höjs, det ordnas konstgjorda översvämningar och / eller flyttas arter.</p> <p>Behovet av restaurering inom skyddsområdena bör utredas i skyndsam ordning. Ytterligare bör uppföljningen av restaureringsåtgärdernas verkningar fortsätta för att sålunda klarlägga åtgärdernas långsiktiga verkningar.</p>	
<p>Nyckelord</p> <p>restaurering, skogsbrand, skog, död ved, vind, snö, insekt, utdöenderisker, svamp, däggdjur</p>	
<p>Övriga uppgifter</p> <p><b>Andra upplagen.</b></p>	
<p>ISBN</p> <p><b>952-446-250-8</b></p>	
<p>Seriens namn och nummer</p> <p><b>Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja A 124</b></p>	<p>ISSN</p> <p><b>1235-6549</b></p>
<p>Sidoantal</p> <p><b>68</b></p>	<p>Språk</p> <p><b>finska</b></p>
<p>Distribution</p> <p><b>Forststyrelsen, naturskydd</b></p>	<p>Pris</p> <p><b>60,-</b></p> <p>Sekretessgrad</p> <p><b>offentlig</b></p> <p>Förlag</p> <p><b>Forststyrelsen</b></p>

## ESIPUHE

Useimmat luonnonsuojelualueet on perustettu vasta viimeisen parin vuosikymmenen aikana. Tätä ennen niiden metsät ovat valtaosin olleet metsätalouskäytössä. Metsätaloushistoria näkyy metsien puustorakenteessa: Lahopuusto ei juuri ole ja jos sitä on, niin se on iältään, lahoamisasteeltaan, puulajikoostumukseltaan sekä kokonsa puolesta varsin yksipuolista. Elävä puusto on usein tasakokoista – ja ikäistä yhden puulajin muodostamaa, ja siitä puuttuu luonnonmetsille tyypillinen mosaiikkimaisuus. Myös luonnonmetsiä muokkaavat prosessit (kuten metsäpalot, tuulet, hyönteiset ja sienet) eivät ole juuri metsätaloustoiminnan aikana päässeet muuttamaan metsiä, ainakaan pysyvästi.

Luonnonsuojelualueiden metsien luonnontilaistumista koetetaan nopeuttaa metsiä ennallistamalla. Mahdollisista menetelmistä ja niiden vaikutuksista tietomme ovat olleet hyvin vaillinaisia. Tätä tiedonpuutetta paikkaamaan käynnistettiin vuonna 1995 Metsähallituksen ja Suomen Ympäristökeskuksen yhteinen ”Suojelualueiden metsien ennallistamisen ekologiset perusteet –tutkimus ja selvityshanke”. Tämä selvitys on yksi hankkeen tuloksista.

Metsien ennallistamisen ekologiaa –selvitys on tarkoitettu metsien ennallistamisen suunnittelijoille ja kaikille, jotka haluavat tietoja ennallistamisen perusteista. Siinä kerrotaan, millaisia luonnonmetsät ovat ja miten ne rakenteeltaan ja prosesseiltaan poikkeavat talousmetsistä. Selvityksessä esitellään myös ennallistamisen taustana olevia ekologisia malleja ja kerrotaan ennallistamisen tavoitteista ja menetelmistä.

Selvityksen kirjoitti tutkija Harri Tukia Suomen Ympäristökeskuksesta. Tutkimus- ja selvityshankkeen ohjausryhmä ideoi selvitystä ja kommentoi tekstiluonnoksia useaan otteeseen. Ohjausryhmässä ovat toimineet Metsähallituksesta erikoissuunnittelija Marja Hokkanen, suojelubiologi Seppo Kallonen, suojelubiologi Tuula Kurikka, yksikön päällikkö Anneli Leivo ja puistonjohtaja Erkki Virolainen sekä Suomen Ympäristökeskuksesta erikoistutkija Tapio Lindholm. Myös suunnittelija Sari Jaakkola ja suojelubiologi Anneli Suikki Metsähallituksesta osallistuivat työhön. Selvityksen toimitti MMM Osmo Sarin.

Metsien ennallistamisen ekologiaa –selvitys kertoo siis ennallistamisen perusteista ja liittyy läheisesti myöhemmin Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuissa julkaistavaan metsien ennallistamisoppaaseen. Oppaassa annetaan ohjeita ennallistamisen käytännön toteuttamiseen. Ennallistamisesta kiinnostuneiden suositellaan lukevan nämä molemmat julkaisut.

Metsähallitus  
Luonnonsuojelu

# SISÄLLYS

1 JOHDANTO .....	9
2 LUONNONTILAISEN HAVUMETSÄN RAKENNE JA DYNAMIIKKA .....	10
2.1 Puulajien leviäminen jääkauden jälkeen.....	10
2.2 Havumetsän kehittyminen .....	11
2.3 Metsäeliöstön erityispiirteet .....	15
3 HÄIRIÖT METSÄN LUONTAISEN SUKKESSION ALOITTAJINA .....	18
3.1 Yleistä.....	18
3.2 Pienen mittakaavan häiriöt.....	19
3.3 Suuren mittakaavan häiriöt .....	21
3.4 Palamattomat alueet .....	24
4 METSÄTALouden VAIKUTUKSET .....	25
4.1 Nykymetsiemme rakenne .....	25
4.2 Lajistomuutokset.....	26
4.3 Pirstoutuminen.....	31
4.4 Metsätalouden vaikutukset suojelualueiden metsiin .....	33
5 EKOLOGIA JA ENNALLISTAMINEN.....	34
5.1 Ennallistaminen käsitteenä .....	34
5.2 Ekologiset mallit ennallistamisen apuna .....	35
6 SUOJELUMETSIIEN ENNALLISTAMINEN .....	41
6.1. Yleistä.....	41
6.2 Tavoitteet.....	43
6.3 Menetelmät.....	46
6.3.1 Puustorakenteen monipuolistaminen.....	47
6.3.2 Kuoleva ja lahoava puuaines.....	48
6.3.3 Uhanalaiset lajit.....	49
6.3.4 Metsäkokonaisuudet .....	50
7 ENNALLISTAMINEN JA EKOLOGINEN TUTKIMUS.....	50
8 KIITOKSET .....	51
LÄHTEET .....	52
LIITE 1. Lyhyt ennallistamissanasto.....	65





## 1 JOHDANTO

Metsäluonnon lajiston ja sen monimuotoisuuden säilyttämisessä tarvitaan kattavaa suojelualueverkostoa (Franklin 1995, Virkkala 1996, Virkkala & Toivonen 1999). Suojelualueita, erityisesti vanhojen metsien osalta on perinteisesti perusteltu alkuperäisen, koskemattoman luonnon piirteiden säilyttämisellä (Kansallispuistokomitea 1976, Borg & Ormio 1978, Häyrinen 1979). Suojelualueilla on kuitenkin runsaasti metsiä, joiden puustorakennetta ei voi pitää luonnontilaisena (Lindholm 1987). Niistä puuttuu luonnonmetsälle tyypillinen kerroksellisuus. Puusto on nuorta ja lajistoltaan yksipuolista, ja lahopuu puuttuu usein lähes kokonaan (Jaakkola 1993, 1998, 1999, Tukia 2000). Metsät muistuttavat rakenteeltaan hoidettuja talousmetsiä, mitä ne usein taustaltaan ovatkin. Suurimmilla suojelualueilla Etelä-Suomessa arvokkaimmat metsäympäristöt ovat pieniä, korkeintaan kymmenien hehtaarien kokoisia alueita.

Metsätalouden muuttamien alueiden palauttaminen takaisin luonnontilaan on biologisessa mielessä mielenkiintoinen ja haasteellinen ajatus. Käytännössä se tarkoittaa yritystä palauttaa ikimetsän piirteitä ja lajeja takaisin metsätalouden yksipuolistamille suojelualueille. Toisaalta se tarkoittaa myös metsän luontaisen häiriödynamiikan ja puustorakenteen pienipiirteisen vaihtelun mahdollistamista. Suojelualueiden metsien ennallistamisen tavoite on luoda pitkällä tähtäimellä suojelualueille metsäkokonaisuuksia (Ympäristöministeriö 1995), joissa metsien luontainen häiriödynamiikka on keskeisin muutostekijä. Kertaluonteisella toimenpiteellä pyritään luomaan erilaisia metsän ikä- ja kehitysvaiheita sisältävä monipuolinen metsien ja soiden mosaiikki, joka turvaisi lajiston säilymistä. Samassa yhteydessä palautetaan sieltä metsätalouden seurauksena hävinneet metsäluonnon ominaispiirteet kuten lahopuut, nuoret sukkessiovaiheet ja häiriöympäristöt. Ennallistaminen tulisi aloittaa varovaisesti suojelualueiden pienten vanhan metsän sirpaleiden lähiympäristöistä kasvattamalla ja yhdistämällä alueita suuremmiksi metsäkokonaisuuksiksi.

Suojelualueille sopivien ennallistamismenetelmien kehittäminen on vielä suurelta osin arvausten varassa. Ennallistamistutkimus havumetsissä on yksittäisiä kokeita lukuun ottamatta ollut vielä vähäistä (Esseen 1994, Niemelä 1997, Michener 1997, Rydgren ym. 1998, Tukia 2000). Ekologisen tiedon määrä on valitettavan rajallinen etsittäessä oikeita toimintatapoja ja toiminnan oikeata mitta-kaavaa (mm. Bradshaw 1983, Harris 1984, Cairns 1986, Jordan ym. 1987, Luken 1990, Grumbine 1993, Saunders ym. 1993, Primack 1995, Chapin ym. 1997, Palmer ym. 1997, Parker, ym 1997, White & Walker 1997, Dobson ym. 1997). Lajien reaktio muutokseen voi olla yllättävä. Ennallistaminen ei saa kuitenkaan vaarantaa suojelualueiden arvokkaita lajeja tai yksittäisiä populaatioita. Ennallistamisen todellisiin mahdollisuuksiin palauttaa luonnontilaisuus liittyy hyvin paljon avoimia kysymyksiä (mm. Haila ym. 1994, Ympäristöministeriö 1995, Haila 1995a, Montalvo ym. 1997, Clewell & Rieger 1997, Tukia 2000). Emme tiedä miten laajempien metsäkokonaisuuksien ennallistamisessa tulisi edetä, tai kuinka pikaisesti metsäluontomme tarvitsee korjaavia toimenpiteitä uhanalaistumiskehityksen estämiseksi. Lajien taantuvan kehityksen pysäyttämisessä monet metsäluonnon asiantuntijat ovatkin tunnustaneet voimattomuutensa ja epätoivonsa

(Häyrinen 1979, Järvinen & Miettinen 1987, Pimm ym. 1995, Hanski 1997, Uhanalaisten... 2000). Etelä-Suomesta kadonneet metsälajit on menetetty ehkä ikuisiksi ajoiksi.

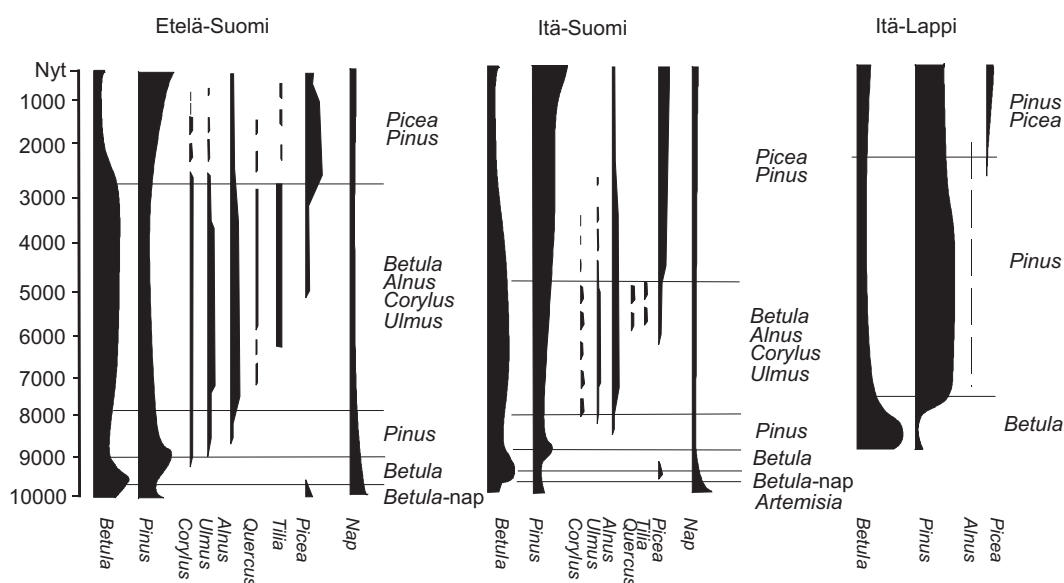
Tässä julkaisussa esitellään pohjoisen havumetsävyöhykkeen metsien dynamiikkaan liittyvää ekologiaa, joka tulee huomioida metsien ennallistamistoimissa. Samalla siinä pohditaan toimenpiteiden suoria ja epäsuoria vaikutuksia lajistoon eri aika- ja tilamittakaavoissa. Näkökulma on korostetusti eteläsuomalainen (Oulujärvestä etelään), sillä suojelumetsien laadulliset puutteet (pienet eristyneet alueet, puustorakenteen yksipuolisuus, talousmetsätausta) ovat erityisesti Etelä-Suomen ongelma. Raportin loppuosassa arvioidaan ennallistamisen mahdollisuuksia metsäluonnon nykytilan säilyttämisessä ja metsärakenteen monipuolisuuden lisäämisessä pitkällä tähtäimellä.

## **2 LUONNONTILAISEN HAVUMETSÄN RAKENNE JA DYNAMIIKKA**

### **2.1 Puulajien leviäminen jääkauden jälkeen**

Luonnontilainen havumetsä lajeineen elää jatkuvassa muutoksessa. Jääkauden päätyttyä n. 12 000 vuotta sitten kasvillisuus levisi takaisin jään moneen kertaan muovaamaan luontoon. Viimeisen laajimman jäätiköitymisvaiheen aikana metsälajisto joutui siirtymään jään tieltä etelään ja itään (Donner 1963, Kalliola 1973, Taipale & Saarnisto 1991, Eronen & Haila 1992, Ehlers ym. 1995). Jään muovaaman ja kasaaman maa-aineksen ja kallioperän valtasivat takaisin nopeimmin matala heinävaltainen kasvillisuus ja välittömästi sen jälkeen ensimmäiset puulajit (primäärisukcessio). Suurilmaston muutokset, Itämeren altaan erilaiset vaiheet ja paikallisten olosuhteiden hidas kehitys ovat johtaneet lajien maantieteellisen levinneisyyden jatkuvaan ja hitaaseen muutokseen.

Koivu, jalava ja pähkinäpensas levisivät ensimmäisinä puulajeina 10 000–9 000 vuotta sitten vedestä paljastuneelle maalle. Nykyisistä valtapuulajeista myös mänty oli ensimmäisten runsastuneiden joukossa. Mänty saavutti Etelä-Suomessa laajimman levinneisyytensä 7 000–6 000 vuotta sitten. Männyn valtakauden jälkeen ilmasto lämpeni. Etelä-Suomea peittivät 6 000–3 000 vuotta sitten lehtipuuvaltaiset metsät, joissa valtapuina olivat pähkinäpensas, jalava, leppä, tammi ja lehmus. Kuvassa 1 on esitetty puulajien siitepölyjen suhteellisten osuuksien muuttuminen viimeisen 10 000 vuoden aikana.



Kuva 1. Puusukujen esiintyminen viimeisen jääkauden jälkeen siitepölyaineiston suhteellisten runsauksien perusteella (Korhola 1990 mukaan). Vaakaviivoilla on erotettu valtalajistoltaan poikkeavat pidemmät jaksot. ALNUS = lepät, BETULA = koivut, CORYLUS = pähkinä, PICEA = kuusi, PINUS = mänty, QUERCUS = tammi, TILIA = lehmus, ULMUS = jalava ARTEMISIA = marunakasvit NAP = pääasiassa ruohoja ja heiniä.

Kuusi ilmaantui varsin myöhään, n. 5 500 vuotta sitten idästä, leviten parissa tuhatta vuodessa manner- Suomen alueelle. Kuusen leviämisestä sen yleistymiseen tietyllä alueella on havaittu noin tuhat vuoden viive (Tolonen & Ruuhijärvi 1976). Leviämisen ja vakiintumisen vaatima aika on kaikilla puulajilla hyvin pitkä. Kuusi sai elintilaa lehtipuuvaltaisissa metsissä erityisesti kulojen jälkeen, vesistöjen lasku-uomien muuttuessa ja maankokoamisen yhteydessä (Huttunen 1980). Kuusesta tuli koko Suomessa kankaiden ja korpjen valtapuu viimeistään 2 500 vuotta sitten (Korhola 1990). Puulajien, varsinkin jalojen lehtipuiden (lehmus, jalava, tammi) nykylevinneisyydessä saattaa olla jäänteitä muinaisesta laajemmasta esiintymisestä (Valkonen 1996).

## 2.2 Havumetsän kehittyminen

Kuuluvaisen ym. (1998b) mukaan nykyinen luonnontilainen kuusivaltainen taiga (Ural-vuoriston länsipuolella) muodostuu suuresta joukosta pienipiirteisesti vaihtelevia ympäristölaikkuja, jotka ovat syntyneet eri aikoina tapahtuneiden pienialaisten häiriöiden tuloksena. Maamme luonnontilaisten havumetsien voisi olettaa kehittyneen rakenteeltaan ja vaihtelultaan samankaltaisesti ennen ihmisen vaikutusta.

Luonnontilaisissa metsissä pysyvyys on suhteellinen käsite, sillä luonnon omista tekijöistä johtuvat häiriöt ylläpitävät luonnontilaisten metsien dynamiikkaa aiheuttamalla epäsäännöllisin väliajoin muutoksia (Bonan & Shugart 1989, Jonsson

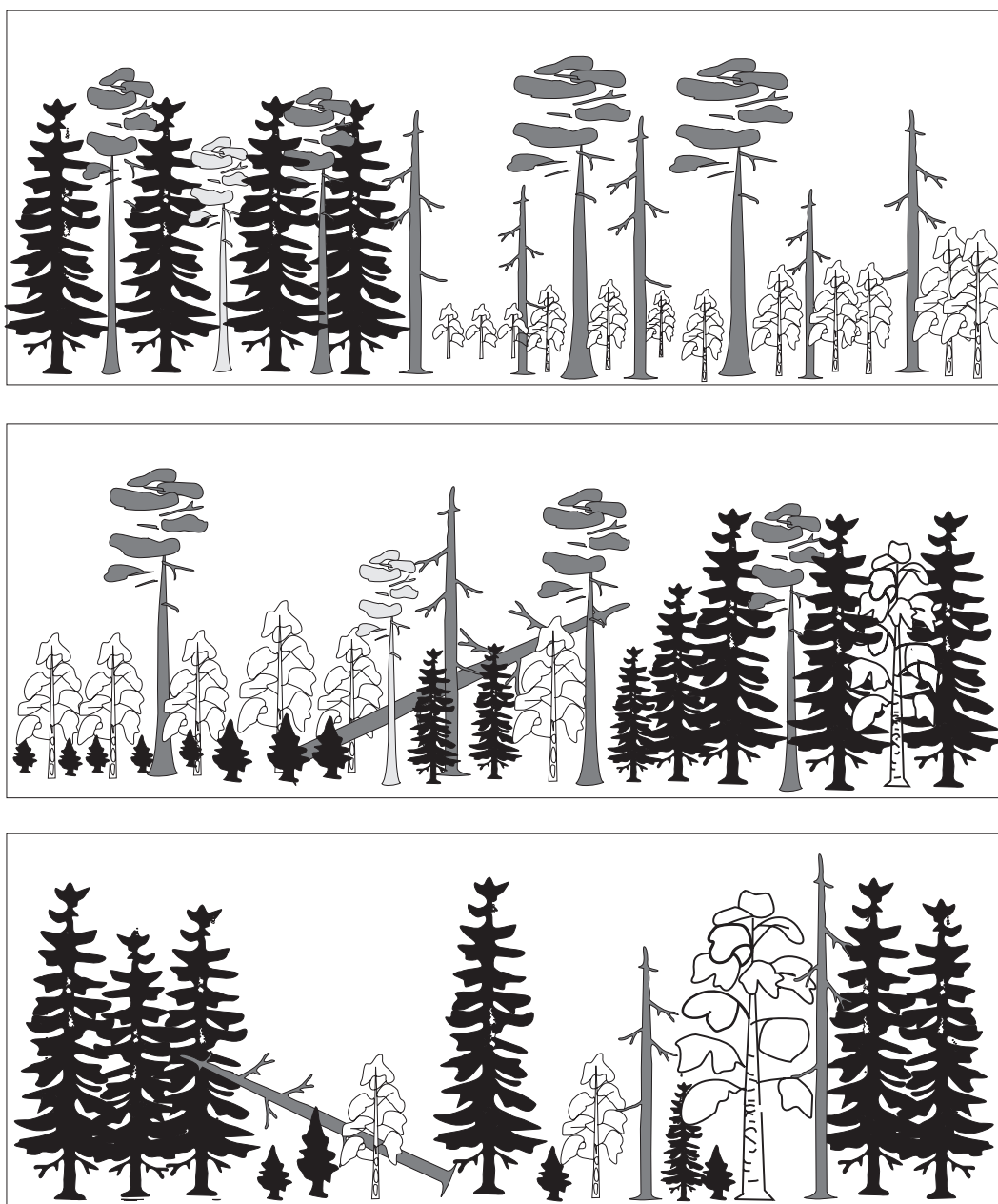
1990, Hobbs & Huenneke 1992, Hannelius 1995). Havumetsän keskelle syntyy aukkoja, ja lehtipuuvaltaiset nuoremmat vaiheet kirjoavat usein varsin tasaikäistäkin puustorakennetta. Puuston tasaikäisyys voi olla luonnollinen tila metsänpalon jälkeen syntyneissä metsissä (mm. kuivien kankaiden männiköt ja tuoreiden kankaiden kuusikot). Leimallista luonnontilaiselle havumetsälle on kuitenkin puuston iän ja koon paikallinen, pienipiirteinen vaihtelu (Hansson ym. 1992, Lindholm & Tuominen 1993). Vanhan luonnontilaisen havumetsän (kliimaks-metsät) rakennepiirteet ovat syntyneet pitkän häiriöttömän kehityksen seurauksena. Ne eivät ole kuitenkaan säily muuttumattomina, vaan paikalliset häiriöt muuttavat ja monipuolistavat puustorakennetta metsän sisälläkin.

Luonnontilaiset metsät ovat tällä hetkellä havupuuvaltaisia (kuva 1), ja korkeimmalla (ylispuina) ovat valtapuustoa suuremmat ja iältään kaksi-kolme kertaa muuta puustoa vanhemmat männyt. Näiden alla kasvaa kuusivaltainen, viimeisintä metsäpaloa nuorempi sekametsä, jossa on koivua ja haapaa. Vanhoissa kuusikoissa lehtipuiden määrä on vähäinen. Sekundäärisukcession alkuvaihetta suosivina ja valoa runsaasti vaativina ne eivät pysty uudistumaan varjoisissa kuusikoissa.

Luonnontilaisen metsärakenteen edellytyksenä on itseharveneminen, jossa luontaisesti syntynyt nuori puusto kilpailee valosta ja ravinteista. Vahvimmat ja kestävimmat yksilöt säilyvät elossa ja osa nuorista puista kuolee pystyyn. Kilpailu on sekä puuyksilöiden että puulajien välistä. Puiden kasvaessa lajeille ominaisella tavalla syntyy kerroksellisuutta, johon paikalliset häiriöt tekevät aukkoja. Metsän ravinteisuus ja muut kasvupaikan yleiset ominaisuudet säätelevät kasvua ja kasvunopeutta. Vaihteleva kasvunopeus, puulajien biologinen ikä ja satunnaiset häiriöt aikaansaavat luonnontilaisen havumetsän monipuolisen puustorakenteen (Hansson ym. 1992, Lindholm & Tuominen 1993, Kuuluvainen 1994, Kuuluvainen ym. 1996, 1998a ja b) (Taulukko 1). Kuvassa 2 on esitetty luonnontilaisen havumetsän kehitys yksinkertaistettuna.

*Taulukko 1. Puuston sukkessiokehitys häiriön jälkeen Lindholmin & Tuomisen (1993) ja Reunasan (1998) mukaan.*

- 
1. puuyksilöiden leviäminen
  2. itseharveneminen
  3. kasvupaikalle ja puulajeille ominainen kasvu ja kerroksellisuuden syntyminen
  4. häiriöt käynnistävät uusien puustosukupolvien kehityksen
  5. ikimetsävaihe, jossa piirteitä edellisistä puustosukupolvista ja 'aukkoja' tuleville puusukupolville
-



Kuva 2. Luonnontilaisen metsän kehitys Lindholm & Tuomisen 1993 mukaan (kts. myös Lappalainen 1998). Sukkessiokierto alkaa häiriön (yl. tuulen tai metsäpalon) aiheuttamana. Yläkuvasa vanha metsä palaa (1), osa puustosta jää eloon, osa kuolee (2) ja uusi lehtipuusto leviää häiriöalueelle (3). Kuusi uudistuu kasvavien lehtipuiden alle (4). Puusto ikääntyy (5) ja harvenee (6). Metsä uudistuu vähitellen aukkoapaikoista (7). Luonnontilaisessa metsässä kasvaa samanaikaisesti eläviä puita kaikista metsän puustosukupolvista.

Tästä moninaisesta vaihtelusta huolimatta havumetsille ovat tärkeitä eräiden yleispiirteiden ajalliset jatkumot (taulukko 2), jotka liittyvät elävään puustoon, monipuoliseen lahoppuuhun, puustorakenteeseen ja mikroilmaston säilyvyyteen (Esseen ym. 1992, Samuelsson ym. 1994, Økland 1995). Kosteä mikroilmasto on

välttämättömyys monille metsän sieni- ja kovakuoriaislajeille. Lahoamista ylläpitävä sienirihmasto on erityisen herkkä mikroilmaston muutoksille, kuten avohakkuille (Renvall 1995, Niemelä ym. 1995, Kotiranta & Niemelä 1996). Pohjois-Suomessa varsin tyypilliset suuret, vuosikymmeniä, jopa vuosisatoja lahoamatta säilyvät maapuut ovat Etelä-Suomessa tavallisia ainoastaan karuimmista mäntyvaltaisissa metsissä. Lahoamisen nopeus ja prosessin kulku vaihtelee suuresti lahottajalajiston ja elinympäristön kosteuden mukaan.

*Taulukko 2. Luonnontilaisen havumetsän tärkeimmät elinympäristö- ja lajistojatkomot. Häiriöiden esiintyminen palauttaa kierron osittain sukkession alkuun ja aiheuttaa paikallista vaihtelua. Jatkuvuus säilyy eliöiden leviämisen kannalta oikeassa mittakaavassa.*

---

lahopuu  
 puulajit  
 metsärakenteen monipuolisuus  
 metsäkuvioiden pienipiirteisyys  
 häiriöt (esiintymistiheys)  
 mikroilmasto  
 lajien monimuotoisuus (geeni-) yksilö- ja populaatiotasolla

---

Sukkessio on muutosta erilaisissa aika- ja tilamittakaavoissa (Aspi & Helle 1984). Jatkuvan kehityksen katkaisevat siis satunnaiset häiriöt, jotka monipuolistavat metsän tilkkutäkkimäiseksi metsäpalojen ja tuulenkaatojen kuvioimaksi verkoksi. Kunkin yksittäisen alueen kehittymiseen (suuntaan, nopeuteen, lajiston rakenteeseen) vaikuttavat sekä ennen häiriötä esiintyneet vaiheet että sen jälkeen kehityksessä sattuvat tapahtumat. Tärkeimmät puuston ja kasvillisuuden kehittymistä ohjaavat tekijät ovat maaperän ravinteisuuteen, ilmastoon, talvehtimiseen ja sattumaan liittyviä.

Sukkessio ohjaa lyhyellä ja pitkällä aikavälillä, vuodenaikaisista vaihteluista riippumatta, lajien ja populaatioiden leviämistä, lisääntymistä ja häviämistä (Hanski ym. 1998). Luonnossa se näkyy kasvillisuuden muuttumisena ajan kuluessa häiriötilanteen jälkeen. Eläimistön reaktiot, kuten leviäminen ja häviäminen, seuraavat viiveellä kasvillisuuden muutoksen aiheuttamaa kehityslinjaa. Metsäkasvillisuuden muutos metsäpalon jälkeen johtaa kivennäismailla lähes poikkeuksetta 'uuden' metsärakenteen syntyyn ja kehittymiseen. Palon voimakkuus ja lähialueen lajistopotentiaali vaikuttavat kolonisointiprosessin aikana lajien runsaaksiin ja yhteisöjen rakenteisiin.

Eliölajit voidaan jakaa karkeasti pioneeri- ja kliimaksivaiheen lajeihin. Niiden erilaisia ekologisia ominaisuuksia esitetään taulukossa 3. Ennallistamisessa suositaan pioneerivaiheen lajeja ja toivotaan että kliimaksivaiheen lajit leviäisivät sukkession edetessä muuttuvaan ympäristöön.

Taulukko 3. Sukkession pioneeri- ja klimaksivaiheen lajien ominaisuuksia Connell & Slatyer 1977, Begon ym. 1996 sekä Hanski ym. 1998 mukaan.

Pioneerilajit	Klimaksilajit
yksivuotisia (heinät)	monivuotisia (puut)
leviävät nopeasti ja tehokkaasti	hitaita ja huonoja leviämään
lisääntyvät tehokkaasti	lisääntyvät hitaammin
lisääntyminen liittyy usein häiriöön	lisääntyminen ei liity välttämättä häiriöön
huonoja kilpailijoita	hyviä kilpailijoita
suuri kasvunopeus	kasvavat hitaasti
yhteyttämisnopeus suuri	yhteyttämisnopeus alhainen
varjoisuuden kesto alhainen	kestävät hyvin varjostusta
saapuvat ja häviävät nopeasti (r- lajit)	saapuvat hitaasti, pysyvät pitkään paikalla (k-lajit)

Kasvillisuuden hidas muutos voi olla myös hitaasti etenevistä geofysikaalisista prosesseista johtuvaa suuntautunutta muutosta. Esimerkiksi Perämeren maankohoamisrannikolla kasvillisuus on jatkuvassa muutoksessa (primäärisukkessio). Rantojen heinävaltaisista niityistä on maan kohotessa kehittynyt hyvin oma-lemmisiä maankohoamisrannikon metsätyyppejä (Vartiainen 1980, Rinkineva & Bader 1998).

Luonnonmetsissä suuri osa puuaineksesta on kuolevana tai lahoavana pysty- tai maapuuna. Etelä-Suomen tuoreen kankaan vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä on lahoppuuta noin 90–120 m<sup>3</sup>/ha. Sen määrä riippuu kasvupaikan tuottokyvystä ja alueiden paloherkkydestä. Lahoppuun osuus koko puuston tilavuudesta on 15–30 % (Siitonen 1998). Paikallisesti heti häiriön jälkeen puusto saattaa olla kokonaan lahoppuusta (tuulenkaadot ja metsäpalot), jolloin maastoon saattaa parhaimmillaan jäädä jopa yli 500 m<sup>3</sup>/ha lahoavaa ja kuolevaa puuta. Metsäpalojen, varsinkin latvapalojen tappamat kuusikot kaatuvat muutaman vuosikymmenen kuluessa. Mäntyvaltaiset metsät saattavat olla kuolleina pystyssä vielä vuosikymmeniä metsäpalon jälkeen. Lehtilahoppuun osuus on suurin nuoremmissa, alle satavuotiaissa metsissä. Luonnontilaisten metsien lahoppumäärät ovat kymmenkertaista nykytalousmetsiin verrattuna. Tyypillistä niille on myös järeä, pitkälle lahonnut puuaines ja suuri lahoavan lehtilahoppuun määrä (Siitonen 1998).

## 2.3 Metsäeliöstön erityispiirteet

Metsän ikä, puulajisuhteet ja metsäkasvillisuuden rakenne ovat keskeisiä metsän eliörakenteen muovaajia. Maamme pitkä muoto (etelästä pohjoiseen yli tuhat kilometriä), korkeuden vaihtelu (0–1 328 metriä) merenpinnasta ja mereisyysmantereisuus akseli itä-länsisuunnassa luovat hyvin erilaiset edellytykset lajien luontaiselle levinneisyydelle. Suurilmastomme on sekoitus merellistä ja manta-reista ilmastotyyppiä. Kasvukauden pituus (terminen kasvukausi) on 110–180

vuorokautta ja talvikauden (keskilämpötila alle 0 °C) 100–200 päivää. Kesä (keskilämpötila yli 10 °C) kestää 45–120 päivää (Ilmatieteen laitos 1996). Keskilämpötila on pysynyt tällä vuosisadalla hyvin vakaana, joskin vuosien väliset erot ovat suuria (Rinne ym. 1998).

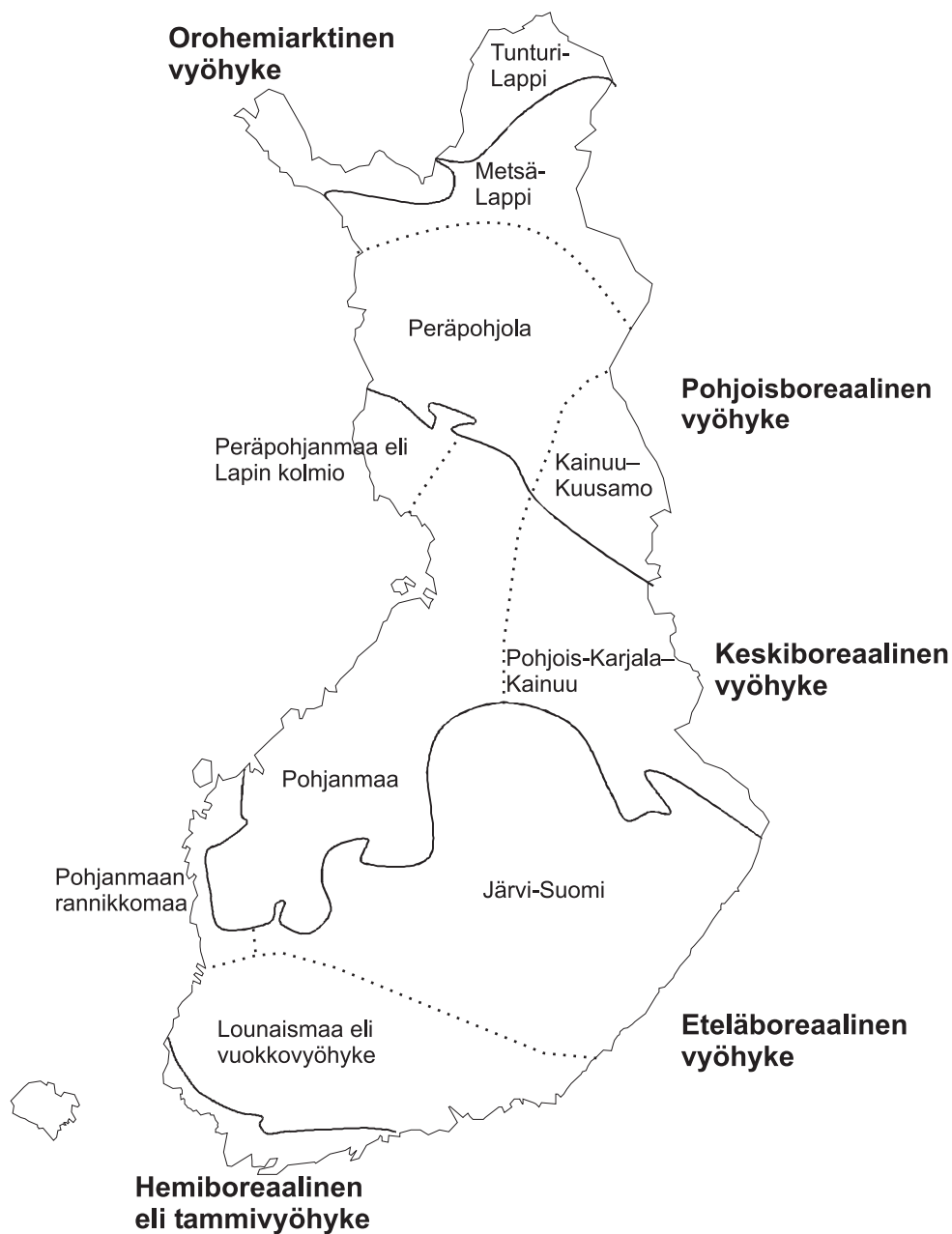
Maamme eliölajisto tunnetaan poikkeuksellisen hyvin. Suomesta on tavattu uusimpien arvioiden mukaan noin 43 000 lajia (Uhanalaisten... 2000). Näistä arviolta kolmasosa on metsälajeja. Lähes kaikissa eliöryhmissä lajimäärä on suurin Etelä-Suomessa, missä luonnonolotkin ovat monipuolisimmillaan. Kokonaislajimäärä on maapallon rehevimpiin vyöhykkeisiin verrattuna kuitenkin pieni (Mönkkönen 1999). Suomessa tavataan paljon levinneisyydeltään itäisiä ja pohjoisia havumetsälajeja, joita ei tavata muualla Fennoskandiassa ja Keski-Euroopassa.

Eliölajien leviämisen ja asutushistoria on Suomessa lyhyt. Lajit itse asiassa leviävät vieläkin idän suunnasta jääkauden jäljessä. Hyönteisten osalta uusien lajien leviäminen on ollut jatkuvaa (Teräs 1997). Viime vuosisadalla runsastuneita tai kokonaan uusia lajeja on maastamme havaittu kymmeniä (Mänttari 1997). Osa aiemmin esiintyneistä ja alkuperäisinä pidettävistä (luontaisesti levinneistä) lajeista on hävinnyt (Uhanalaisten... 1986, 1992, 2000).

Metsälajien erikoistuminen juuri metsiin vaihtelee eliöryhmästä toiseen (Haila 1995a). Metsien yleisiä rakennepiirteitä suosivien lajien, kuten maakiitäjäisten ja lintujen lajimäärästä ainoastaan 5–10 % on metsäspecialisteja. Lahopuulajistossa tämä osuus on huomattavasti korkeampi (Väisänen ym. 1993). Puiden hidaskuoleminen muodostaa monipuolisen elinympäristöjatkumon, joka on monille metsälajeille kriittinen tekijä. Ilman lahopuuta ja sen monipuolista esiintymistä metsissä mm. selkärangaton lajisto koostuu pääasiassa metsien yleislajeista.

Satunnaisesti metsissä esiintyvät häiriöt luovat poikkeuksellisia elinympäristöjä niihin erikoistuneille lajeille. Etelä-Suomen suojelualueiden poltetuilta kivennäismaakuviolta tavattu kovakuoriaislajisto on varsin edustava otos paikallisesta metsälajistosta. Varsinaisten kulospecialistien osuus on kuitenkin hyvin pieni. Hetkellisesti avoin kilpailutilanne saattaa mahdollistaa populaation nopean kasvun varsinkin häiriöympäristöihin erikoistuneilla lajeilla. Myös osa metsien yleislajeista esiintyy huomattavasti runsaampana metsäpaloalueilla verrattuna lähialueen talousmetsiin ja vanhoihin metsiin (Muona & Rutanen 1994, Tukia 1998). Suurta osaa metsien kovakuoriaislajeista metsäpalo ja puustorakenteen avaaminen (avohakkuut) houkuttelevat siis jollain tavalla.





Kuva 3. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet ja lohkot Ahti ym. 1968 mukaan.

Metsälajit ovat hyvin sopeutuneita ympärivuotiseen elämiseen soiden rikkomassa elinympäristöverkossa. Muuttolintuja lukuun ottamatta metsälajit viettävät elämänsä läpi vuoden samoilla metsäalueilla. Pitkä luminen talvikausi säätelee voimakkaasti lajien runsauksia. Talvehtimisen onnistuminen (selkärangattomat) ja nuorten yksilöiden selviäminen (pitkäikäiset lajit, linnut, nisäkkäät) ensimmäisestä elinvuodestaan ovat keskeisiä populaatiokokoa sääteleviä tekijöitä. Vuosien välinen yksilömäärien vaihtelu on mm. selkärangattomilla hyvin suurta. Häiriintymättömässä vanhassa metsässä eliöyhteisöjen rakenne on kuitenkin ver-

rattain vakaa tai muuttuu vain hyvin hitaasti (Tukia, julkaisematon). Lajit lisääntyvät lyhyenä kesäkautena ja nuoret yksilöt joko jatkavat samassa ympäristössä tai siirtyvät uusille alueille oman leviämiskykynsä sallimissa rajoissa. Lisäksi monet metsälajit siirtyvät metsän sisällä talvehtimisalueelta lisääntymisalueelle.

Lajien elinpiirin koko vaihtelee. Suurilla petolinnuilla se voi olla kymmeniä neliökilometrejä, lahoppuukuoriaiselle saattaa riittää yksi lahoppu sukupolvien ajaksi. Suurta elinpiiriä vaativien lajien yksilöitiheys on luonnollisesti pieni. Suotuisassa ympäristössä yksilöitiheys ja jälkeläisten määrä on korkeampi kuin laadultaan huonommassa, jossa populaatio säilyy mutta ei ehkä pysty tuottamaan lisääntymiskykyisiä yksilöitä. Monille metsien selkärangattomille lajeille mikroilmasto, puuston ikä, puulajisuhteet ja lahoppuun määrä ovat merkittäviä lajiston rakennetta sääteleviä tekijöitä mm. (Niemelä ym. 1994, 1996, Kaila ym. 1997, Hanski ym. 1998).

Hirvi- ja porokannat ovat paikallisesti varsin merkittävä metsien rakennetta ja lajistoa muovaava tekijä (Heikkilä & Härkönen 1993). Etelä-Suomen hirvikannan vahvuus näkyy nuoremmassa talousmetsässä puustovaurioiden ja taimituhoina. Suurempaa ravintoa käyttävien nisäkäspetojen (susi, karhu, ilves) määrä on lisääntynyt viime vuosikymmenellä. 1930-luvulla maahamme istutettu kanadanmajava on levinnyt myös suojelalueiden metsiin. Ravintoketjujen huipulla olevilla suurilla peto- ja erityisesti kasvinsyöjänisäkkäillä on suuri vaikutus havumetsien eliöstöön, lajien runsaaksiin ja puustorakenteen kehittymiseen.

### **3 HÄIRIÖT METSÄN LUONTAISEN SUKKESSION ALOITTAJINA**

#### **3.1 Yleistä**

Pohjoisen havumetsävyöhykkeen metsädynamiikkaan kuuluvat laajuudeltaan ja kestoltaan vaihtelevat epäsäännölliset ilmiöt so. häiriöt, jotka aiheuttavat muutoksia puustorakenteeseen (Engelmark ym. 1993, Kuuluvainen 1994). Merkittävimmät ovat tuli, tuuli, lumi, hyönteiset ja sienet (Bonan & Shugart 1989, Esseen ym. 1992, Angelstam 1992, 1998, Engelmark ym. 1993, Kuuluvainen 1994, Syrjänen ym. 1994, Kuuluvainen ym. 1996). Häiriö johtaa lopulta puun tai puiden kuolemiseen ja kaatumiseen. Näin syntyy aukkoja metsän latvuskerrokseen, ja valo pääsee tunkeutumaan maahan saakka. Pienilmasto ja maaston mikrotopografia muuttuu ja valoa vaativat puut, kasvilajit ja kasviyhdykskunnat leviävät häiriöalueelle.

Sukcessiojatkumossa erilaisten yhteisörakenteiden esiintyminen ei ole jyrkkärajaista, vaan kehitys on pikemminkin vähittäistä: aikaisemmin ja myöhemmin esiintyvissä yhteisöissä on piirteitä molemmista ääripäistä (Aspi & Helle 1984, Niemelä 1997, Hanski ym. 1998). Tarkastelumittakaavasta ja -tasosta riippuen monet pienet häiriöt voitaisiin yhtä hyvin tulkita laajemman mittakaavan häiriöiksi.

Häiriöiden voimakkuus vaihtelee, kuten myös niiden vaikutus lajistoon. Lähes poikkeuksetta kovimmissakin paloissa kasvillisuutta ja maaperäeliöstöä säästyy kosteissa rakkasammalpainanteissa (Vanha-Majamaa 1998, Tukia, julkaisematon). Voimakas metsäpalo tai metsänhoidollinen kulutus muuttaa kuitenkin kasvillisuutta ja lajien runsaussuhteita ainakin joksikin aikaa (Kujala 1926, Lindholm & Vasander 1987). Varsinkin vanhempaan metsärakenteeseen ja lahopuihin erikoistuneet lajit katoavat. Avohakatuilla alueilla, tuulenskaatoaukoissa ja heikoissa metsäpaloissa (maapalot) kasvillisuuden muutos on vähäisempää. Kasvillisuuden ja kovakuoriaislajiston palautuminen takaisin lähes paloa edeltävän kaltaiseksi voi tapahtua muutamassa vuodessa, varsinkin jos puusto ei vaurioitu merkittävästi (Tukia 1998).

Toisaalta reaktio häiriöön voi olla vähittäinen. Laji tai lajin vaatima elinympäristö tai sen vaatima rakennepiirre säilyy häiriössä. Laji pystyy elämään ja mahdollisesti lisääntymään muuttuneessa ympäristössä. Siksi mm. metsätalouden luomissa nuorissa sukkessiovaiheissa voidaan tavata runsaastikin alueelle jääneitä vanhan metsän lajeja (Raivio 1995, 1997). Muutos tapahtuu usein vuosien aikavälillä.

Metsissämme lienee paljon lajeja, jotka ovat sopeutuneet jatkuviin häiriöihin ja hyötyvät mm. intensiivisen metsätalouden hakkuukierron ja laaja-alaisuuden luomista laajoista avoimista ja nuorista metsistä. Osalle metsälajeista häiriöllä ei sellaisenaan ole mitään merkitystä.

### **3.2 Pienen mittakaavan häiriöt**

Metsän uudistuminen voi alkaa yksittäisen puun kaatumisesta tai puun kuolemista (Miettinen 1996). Tämä edellyttää suotuisia olosuhteita, mutta se saattaa ylläpitää jatkuvaa puuston taimiainesta havumetsän sisällä (Kuuluvainen 1994). Puun kaatuminen muodostaa varsinaisia aukkoja latvuskerrokseen vasta varttuneessa metsässä, jossa useampien puiden ja ryhmien kaatuminen mahdollistaa suuremman taimiaineksen leviämisen. Kuuluvaisen ym. (1994, 1998a ja b) mukaan puuston pienaukkodynamiikalla on erityismerkitys vanhojen häiriöttömien metsien uusiutumisessa. Eniten aukkoja syntyy kosteissa kuusivaltaisissa metsissä, vähiten kuivissa mäntymetsissä. Aukon koko ja kilpailutilanne (taimi- ja juuristikilpailu) vaikuttavat olennaisesti taimien kehitykseen. Paikallisella tasolla pienaukot lisäävät maaperän sekoittumista ja mikrotopografian vaihtelua. Alueellisella tasolla ne mahdollistavat lehti- ja havupuiden samanaikaisen esiintymisen.

Metsiin häiriöiden kautta syntyvien pienten puustoaukkojen ja maaperän pieni-piirteisen rikkoutumisen merkitys on elintärkeä uuden puustosukupolven syntymisessä ja alkukehityksessä. Kuusi saattaa uusiutua luontaisesti jo aivan pienissäkin aukoissa (Bradshaw 1993), mutta jo 3–6 aarin aukossa se on normaalia (Cajander 1933). Isojen yksittäisesti maatuvien kuusimaapuiden merkitys on suuri vanhan metsän sisällä ns. lastentarhoina, joiden päällä kuusentaimet kasvavat

(Hofgaard 1993). Lehtipuut, jotka eivät kestä varjostusta, vaativat 4–10 aarin aukon uudistumiseen (Runkle 1985, Whitmore 1989, Gray & Spies 1996).

Rydgren ym. (1998) tutkivat kokeellisesti kuusimetsään tehtyjen aukkojen kasvillisuuden kehitystä. Aukkojen putkilokasvien lajimäärä oli kolmen vuoden kuluttua suurempi kuin lähtötilanteessa. Jäkälien ja sammalten lajimäärä oli sen sijaan pienempi. Valoa vaativat kasvit, esim. monet heinät, mustikka ja puolukka, lisääntyivät häiriön jälkeen lähinnä kasvullisesti. Osa siemenpankin lajeista kolonisoi alueen, mutta osaa ei tavattu häiriön jälkeenkään alueelta.

Siemenpankin merkitys on useimmille puulajeille hyvin lyhytikäinen, alle vuosi; pajuilla ja jalavalla vain muutama kuukausi. Monilla sukkession alkuvaiheen pioneerilajeilla (putkilokasveilla) ja joillain itiökasveilla voi olla pitkäänkin säilyvä siemenpankki. Metsitetyillä niityillä 20 vuotta umpeenkasvun jälkeen puolet niityn alkuperäisestä lajistosta palautui raivauksen ja hoidon jälkeen (Milberg 1995). Mutta mitä pitempi aika häiriöstä, sen epätodennäköisempää on siemen-ten itäminen (Syrjänen & Rytteri 1998). Yleensä siemenpankin lajien uudelleen kehittyminen edellyttää maaperän rikkoutumista. Siemenvarasto on runsain maan pintakerroksessa 0–10 cm syvyydessä. Varsinkin monivuotisilla heinäk-  
kasveilla on usein metsien maaperässä siemenvarastoja.

Jotkut putkilokasvit, kuten maitohorsma (*Epilobium angustifolium*) ja huhtakurjenpolvi (*Geranium bohemicum*) hyötyvät maan pintakerroksen palamisesta (Vanha-Majamaa 1998, Tukia 1998). Näitä lajeja saattaa tavata varttuneempien metsien sisäosien paahteisista tuulenkaatoaukoista, vanhoista nuotiopohjista tai ruohikonpolttojen seurauksena (Ihamuotila 1994, Lampolahti 1994). Pienialaisten (maa)palojen ja jopa nuotioiden ekologinen merkitys saattaa kivennäismaillakin olla varsin suuri.

Painavan lumen aiheuttamat häiriöt, latvusten ja oksien katkeaminen saattavat aiheuttaa joihinkin talvina runsaasti pienempää lahoppua varttuneisiin kuusimetsiin. Pohjois-Ruotsissa kuusimetsissä on havaittu vuosittain keskimäärin 18 kaatunutta runkoa hehtaarilla (Jonsson 1990). Poikkeukselliset lumiolosuhteet voivat Etelä-Suomessa katkoa satoja kuutioita latvoja ja heikkokuntoisia puita (Virolainen 1999).

Puiden vaurioituminen lumen, salamaniskun tai tuulen vaikutuksesta muodostaa joillekin lajeille tärkeitä elinympäristöjä. Yksittäisten puiden katkeaminen, pötkelöt, konkelot ja muut vauriot ovat olennainen osa monimuotoista luonnonmetsää. Puun vaurioituminen saattaa synnyttää monille selkärangattomille elinkelpoisen elinympäristön jopa vuosikymmeniksi (Uhanalaisten... 1992, Kaila ym. 1994, 1997). Yksittäinen lahoava tai kuollut puu oikeassa elinympäristössä saattaa olla elintärkeä resurssi muuten yksipuolisen havumetsän (jopa talousmetsän) sisällä. Puiden kaatuminen juurineen on merkittävä pienipiirteistä uusiutumisdynamiikkaa ylläpitävä tekijä varsinkin varttuneissa kuusimetsissä. Juurien maasta repimä maa-aines (juuripaakku) paljastaa useiden neliömetrien aukkoja kasvillisuuteen. Mäntyvaltaisilla kivikkoisilla alueilla juuripaakkuja ei juurikaan synny, vaan valtaosa rungoista katkeaa tai murtuu.

Suuret kasvinsyöjänisäkkäät (hirvi, majava) vaurioittavat eri kokoista puustoa. Majavien patorakennelmat nostavat tulvavesiä jokien ja metsälampien reunoille. Majavatuhojen simulointi oja tukkimalla lienee helpoimmin toteutettavia keinoitekoisia häiriöitä. Hirvien syömät lehtipuut saattavat synnyttää suuriakin määriä kuolevaa ja kituvaa puuainesta (Heikkilä & Härkönen 1993, Tukia 2000). Yleensä hirven vaikutus kohdistuu pieniläpimittaisiin puihin, eikä se vaurioita järeämpää puustoa haapoja lukuun ottamatta.

Myös hyönteiset ja sienet vaurioittavat sopivissa olosuhteissa puita. Yleensä niitä on jo aikaisemmin heikentänyt jokin ulkopuolinen tekijä (ilmansaasteet, kova talvi, mekaaniset vauriot). Hyönteisten ja sienten haitalliset massaesiintymät keskittyvät hoidettuihin havumetsiin (Hannelius & Kuusela 1995). Luonnontilaisissa metsissä niiden merkitys on paikallinen ja vähäisempi.

Pienen mittakaavan häiriöt voivat olla myös ihmisen aiheuttamia. Metsänhoitotoimien yhteydessä koneet vaurioittavat runkopuita. Varsinkin kuusi on erityisen herkkä pienillekin runko- ja juuristovaurioille.

### 3.3 Suuren mittakaavan häiriöt

Tärkein ja laajimmin metsien luonnontilaista rakennetta muuttanut yksittäinen tekijä ennen ihmisen vaikutusta oli metsäpalo. Palojen laajuus ja voimakkuus todennäköisesti vaihtelivat suuresti. Kuivimmat mäntyvaltaiset metsät paloivat kuusivaltaisia useammin (ainakin Pohjois-Suomessa). Palojen esiintyminen ajoittui yleensä kuivimpaan vuodenaikaan, siis keskikesään. Suomen metsät olivat viimeisen jääkauden jälkeen useita tuhansia vuosia pääasiassa lehtipuuvaltaisia sekametsiä. Lehtimetsien luontainen paloalttius on havumetsiä huomattavasti vähäisempi. Varsinkin kuusen levitessä (Itä-Suomeen noin 3 500 vuotta sitten) metsät alkoivat muuttua havupuuvalttaisiksi ja siten paloherkemmiksi. Asutuksen samanaikaisesti laajetessa rintamaille myös metsäpalot ja niiden esiintymistiheys lisääntyivät.

Luonnonmetsät paloivat keskimäärin kerran 150–300 vuodessa, joskin paikoittain palosykli on saattanut olla huomattavasti tiheämpi (Zackrisson 1977, Huttunen 1980, Lehtonen ym. 1996). Dendrokronologisin menetelmin tapahtuneessa tarkastelussa Pyhä-Häkissä viimeisen 500 vuoden aikana palot ovat olleet yleensä laajoja. Palotiheys on ollut keskimäärin 52 vuotta/kuvio. Koko nykyisen puiston alueelta löytyi ainoastaan yksi pitkään (yli 300 vuotta) palamaton kulonkiertämä (suonsaareke) (Pohjonen 1998). Evolla (nyk. Kotisten luonnonsuojelualue) metsäpalotihedeksi saatiin lustotutkimuksissa 26–29 vuotta. Ihmisen vaikutus alueen metsäpalodynamiikkaan on ollut ilmeinen jo 1700- ja 1800-luvuilla (Tuominen 1990). Todellinen metsäpalotiheys on voinut olla huomattavasti suurempi kuin puustoon jääneiden jälkien perusteella voidaan arvioida (S. Tuominen, henk.koht. tiedonanto). Kaikki palot eivät jätä jälkeensä palokoraa.

Asutuksen leviäminen rintamaille, metsien raivaus ja kaskiviljely vähensivät erityisesti paloherkän kuusen määrää. Kaskitalouden päättyessä ja tervanpolton

hiipuessa 1800-luvulla kuusen osuus kääntyi uudelleen nousuun. Metsäpalojen tietoinen vähentäminen (mm. metsänvartijan virat, metsäntuhlaamisen kieltäminen ja palovalvonnan kaikinpuolinen tehostaminen, moderni metsänhoito) on suosinut jo vähintään 150 vuotta havupuita lehtipuiden kustannuksella (Korhola 1990). Metsäpalot ovat polttaneet vuosittain keskimäärin viitisensataa hehtaaria metsämaata. Palojen keskikoko on tehokkaan palontorjunnan ansiosta pienentynyt alle hehtaariin (Parviainen 1996).

Palosta hyötyvä eliölajisto voidaan karkeasti jakaa **palonvaatijoihin** (eliöt, jotka ehdottomasti vaativat palanutta puuainesta, maata tai palonjälkeistä avointa sukkessiovaihetta lisääntymiseen) ja **palonsuosijoihin** (lajit, jotka hyötyvät paloalueista ja joita se selvästi houkuttelee; yleensä metsälajeja). Lisäksi meillä on koko joukko vähälukuisia lajeja, joiden elinympäristövaatimukset eivät ole riittävän tarkasti tunnettuja, mutta voidaan arvailla niiden hyötyvän jossain määrin paloista. Lajirunsaimmat tuoreisiin paloalueisiin erikoistuneet eliöryhmät ovat kovakuoriaiset ja sienet (Uhanalaisten... 1992). Taulukossa 4 on esitelty joitain paloista riippuvaisia tai niistä hyötyviä lajeja. Palolajeista hävinneiksi ja uhanalaisiksi on luokiteltu 34 ja silmälläpidettäväksi 11. Lajisto on taantunut voimakkaasti Etelä-Suomesta, vaikkakin on säilynyt muihin metsän erityispiirteisiin erikoistuneisiin lajeihin verrattuna varsin hyvin (Uhanalaisten... 2000).

Paikallisesti näiden lajien häviämisen syynä on usein pitkä aika edellisestä laajemmasta palosta. Palaneen puuston nopea korjaaminen palojen jälkeen hävittää mm. sukkession runsaspuustoiseen alkuvaiheeseen erikoistuneen lajiston.

Lindholm & Vasander (1987) tutkivat metsäpalon jälkeisen kasvillisuuden sukkessiokehitystä. Putkilokasvien lajimäärä kasvoi tuoreen paloalueen kymmenestä 15–20-vuotiaiden nuorten metsien 40:een lajiin. Kliimaksvaiheen metsissä tavattiin enää 25 lajia. Palon intensiteetistä riippuu, kuinka suuri osa alueen lajistosta katoaa. Palojen voimakkuuden vaihtelun (sekä luonnonkulot että metsänhoidolliset kulotukset) vuoksi on äärimmäisen vaikeaa määritellä keskimääräistä muutosta. Alueen topografiasta ja paloa edeltävästä kasvillisuudesta riippuen palon vaikutukset voivat olla hyvinkin erilaisia ja johtaa hyvinkin erilaisiin lyhyen aikavälin muutoksiin (Tukia 1998).

Havupuistamme kuusi on palolle erittäin herkkä. Ohutkuorisena se saattaa kuolla varsin lievässäkin maastopalossa. Se saattaa selvitä maapalosta, mutta latvapalo polttaa neulaset ja tappaa puun välittömästi. Mänty paksukuorisena ja juuristoltaan kestävämpänä sietää voimakkaankin maapalon; latvapalo tappaa senkin. Etelä-Suomessa palon tappamat puut kaatuvat tuulen, lumen ja lahoamisen yhteisvaikutuksesta muutamassa vuosikymmenessä. Pohjois-Suomessa pystyynkuivuneet mäntykelot sinnittelevät pystyssä jopa satoja vuosia. Lehtipuut kuolevat jo varsin lievissäkin paloissa, mutta palonjälkeinen voimakas vesasyn-tyinen kasvu (erityisesti koivu, pihlaja, leppä ja pajut) tuottaa paloalueelle nopeasti (alle kymmenessä vuodessa) tiheän puuston. Palon jälkeisen sukkession lehtipuuvaltainen aika (0–100 vuotta palosta) onkin erityisen tärkeä alueen puuston ja eliöstön jatkokehitystä säätelevä tekijä.

Taulukko 4. Eräitä palosta riippuvaisia ja sitä suosivia lajeja. Uhanalaisuusluokitus on esitetty Uhanalaisten... 2000 mukaan. RE = hävinnyt, CE = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmällä pidettävä, LC = elinvoimainen ja DD = puutteellisesti tunnettu.

Nimi	Tieteellinen nimi ja uhanalaisuusluokka	Taksonominen ryhmä ja heimo
Kirjosarvilatikka	<i>Aradus anisotomus</i> (RE)	Lude, latikat
Savulatikka	<i>A. aterrimus</i> (RE)	Lude, latikat
Tuhkalatikka	<i>A. laeviusculus</i> (EN)	Lude, latikat
Palolatikka	<i>A. angularis</i> (EN)	Lude, latikat
Kulolatikka	<i>A. signaticornis</i> (EN)	Lude, latikat
Kaskilatikka	<i>A. crenaticollis</i> (LC)	Lude, latikat
Kulokoi	<i>Scythris noricella</i> (DD)	Perhonen, koit
Kulokurekiittäjäinen	<i>Sericoda bogemanni</i> (CR)	Kovakuoriainen, maakiitäjaiset
Kulonyhäkäs	<i>Corticaria planula</i> (EN)	Kovakuoriainen, närviäiset
Ukonkyrmykärsäkäs	<i>Cionus longicollis</i> (EN)	Kovakuoriainen, kärsäkkäät
Kaskikeiju	<i>Phryganophilus ruficollis</i> (EN)	Kovakuoriainen, keijut
Reunustypyjääärä	<i>Acmaeops marginata</i> (VU)	Kovakuoriainen, sarvijäärät
Isokelokärsäkäs	<i>Platyrhinus resinosus</i> (VU)	Kovakuoriainen, kärsäkkäät
Palosysikiittäjäinen	<i>Pterostichus quadrioveolatus</i> (VU)	Kovakuoriainen, maakiitäjaiset
Kulokauniainen	<i>Melanophila acuminata</i> (NT)	Kovakuoriainen, jalokuoriaiset
Isopehkiäinen	<i>Peltis grossa</i> (NT)	Kovakuoriainen, pehkiäiset
Rosopehkiäinen	<i>Calitys scabra</i> (NT)	Kovakuoriainen, pehkiäiset
Sinitoukohärkä	<i>Meloe violaceus</i>	Kovakuoriainen, toukohärät
Kuusisepikkä	<i>Hylis procerulus</i>	Kovakuoriainen, sepikät
Palokurekiittäjäinen	<i>Sericoda quadripunctata</i>	Kovakuoriainen, maakiitäjaiset
Kangasnyhäkäs	<i>Corticaria rubripes</i>	Kovakuoriainen, närviäiset
Ruostenyhäkäs	<i>C. ferruginea</i>	Kovakuoriainen, närviäiset
Kiiltokiittäjäinen	<i>Carabus nitens</i>	Kovakuoriainen, maakiitäjaiset
Havujahkiainen	<i>Sphaeriestes stockmanni</i>	Kovakuoriainen, jahkiäiset
Sysipimikkä	<i>Upis ceramboides</i>	Kovakuoriainen, syöksy-kuoriaiset
Paloluiho	<i>Henoticus serratus</i>	Kovakuoriainen, luihukuoriaiset
Havuhilvekäs	<i>Atomaria pulchra</i>	Kovakuoriainen, luihukuoriaiset
Pohjantikka	<i>Picoides tridactylus</i> (NT)	Lintu, tikat
Huhtakurjenpolvi	<i>Geranium bohemicum</i> (NT)	Putkilokasvi, kurjenpolvet
Salokääpä	<i>Dichomitus squalens</i> (NT)	Sieni, käävät
Kairakääpä	<i>Antrodia primaeva</i> (VU)	Sieni, käävät
Liekokääpä	<i>Gloeophyllum protarctum</i> (NT)	Sieni, käävät
Hammasorvakka	<i>Phanerochate magnoliae</i>	Sieni, käävät
Pikipallosieni	<i>Daldinia concentrica</i>	Sieni, pikipallot

Suojelualueilla on varsin vähän esimerkkejä tuoreista luonnontilaisista häiriöympäristöistä. Niitä ei ole yksinkertaisesti ehtinyt syntyä. Vanhat tuulenskaadot on kerätty heti häiriön jälkeen maastosta. Nuoria, palon jälkeen kehittyneitä sukkessiovaiheita on pyritty luomaan 1980-luvun lopulta lähtien luonnonhoidolli-

silla kulotuksilla mm. Seitsemisen, Liesjärven, Nuuksion, Patvinsuon ja Oulangan kansallispuistoissa. Pääosa poltoista on tehty nuorissa mäntytaimikoissa ja polton kannalta turvallisissa avosuosaarekkeissa. Polttotekniikat ovat olleet vain osittain luonnonkuloja muistuttavia. Varsinaisia tutkimuspoltoja on Etelä-Suomessa tehty kaksi: 1992 Evolla ja 1994 Vilppulassa. Suurempia paloja on viime vuosikymmeninä suojelualueilla ollut muutamia, mm. Kevolla 1985, Vaskijärvellä 1992, Kitsissä 1992 ja Tammelassa 1997. Tuoreita paloalueita ja niihin kehittyviä nuoria sukkessiovaiheen metsiä on mm. Kitsissä, Maltiossa ja Pisaväärällä. Ihmisen varomaton tulenkäsittely lienee alkusyynä lähes kaikkiin paloihin.

Poikkeusolosuhteissa, kuten syysmyrskyillä, tuuli saattaa kaataa suuriakin määriä eläviä puita. Varsinkin pehmeäpohjaiset vettyvät rinteet ovat otollisia tuulenkaadoille. Tuulenkaatoaukkoihin syntyy poikkeuksellisen suuri määrä lahoavaa puuainesta. Juurineen kaatuvat kuuset repivät maaperään aukkoja, jonka uusi lehtipuusukupolvi leviää nopeasti. Kuivilla ja kivisillä alueilla puiden katkeaminen, varsinkin mäntyjen, on tyypillisempää. Laajempia tuulen kaatamia puustoja on mm. UKK-puistossa vuodelta 1985, jossa maastoon kaatui 200 000 m<sup>3</sup> puuta (Saarenmaa ym. 1989). Sinivuoren luonnonpuistoon 1970-luvun lopulla syntyneet muutaman hehtaarin aukot ovat valtakunnallisestikin poikkeuksellisen edustavia. Lauhavuoressa on mäntypistiäisen 1980-luvulla tappama mäntymetsäalue (Hannelius & Kuusela 1995). Majavapatojen synnyttämiä tulvametsiä löytyy Isojärveltä ja Patvinsuolta.

### 3.4 Palamattomat alueet

Tutkijat ovat etsineet palolta säästyneitä kulonkiertämiä. Ruotsissa tällaisia alueita on esitetty olevan jopa 5 % koko metsäpinta-alasta (Angelstam & Rosenberg 1993). Suomessa keskiajalta aina 1800-luvulle jatkuneen kaskitalouden jäljet näkyvät vieläkin hiilikerroksina maaperässä, turpeessa sekä palaneina puina ja palokoroina (Heikinheimo 1915, Kalliola 1973, Soininen 1974, Huttunen 1980, Lehtonen ym. 1996). Pitkään häiriöttöminä säilyneitä luonnontilaisia alueita ei Etelä-Suomesta ole tavattu, yksittäisiä esimerkkejä lukuun ottamatta. Pyhä-Häkin kansallispuistosta on löydetty ainoastaan yksi yli 300 vuotta palamatta ollut kuvio (Pohjonen 1998).

Hörnberg ym. (1998) korostavat korprien tärkeyttä tyypillisinä pitkään häiriöttä kehittyneinä ja elinympäristöjen jatkuvuuden säilyttävinä (hot-spot) alueina. Niiden merkityksestä voimakkailla paloilta säästyneinä alueina on saatu uusia todisteita Ruotsista (Esseen & Renhorn 1997, Hörnberg ym. 1998). Niiden merkitys vaateliaalle jäkälälajistolle on Etelä-Suomessa hyvin suuri (Kuusinen 1996a,b, K. Jääskeläinen, suullinen kommentti). (Samaa lajistoa tavataan pohjoisempana yleisesti kivennäismaiden reunoilta.) Ojitukset ovat hävittäneet heikosti palavat korpjuotit ja rehevämmät korpityypit lähes kokonaan Etelä-Suomesta (Aapala & Lindholm 1999). Jäljellä olevien luonnonsuojelullinen arvo saattaa aikaisemmista hakkuista huolimatta olla lajistollisesti suuri. Pitkään häiriöttöminä säilyneitä alueita tulisi etsiä kosteista jokivarsista ja eristyneistä suonsaarekkeista. Etelä-Suomessa on merkkejä laajojenkin palojen etenemisestä avosoiden ja



kapeiden korpialueiden yli. Kulonkiertämien löytyminen Etelä-Suomesta ei ole kuitenkaan mahdotonta.

## 4 METSÄTALOUDEN VAIKUTUKSET

### 4.1 Nykymetsiemme rakenne

Valtakunnan metsien 8. inventoinnin (1986–1994) mukaan metsämme ovat havupuuvaltaisia: mäntyvaltaisia on 64,5 % ja kuusivaltaisia 25,7 %. Koivun hallitsemia (hies- ja rauduskoivua) on yhteensä 7,5 %, leppävaltaisia 0,3 %. Haapavaltaisia on vain 0,2 % koko metsäpinta-alasta. Muiden puulajien osuus on ainoastaan 0,2 % metsäalasta. Yhden puulajin metsiköitä (pääpuulajin osuus yli 95 % kuvion kokonaistilavuudesta) on noin puolet koko metsämaan alasta (Metsätalostollinen vuosikirja 1997).

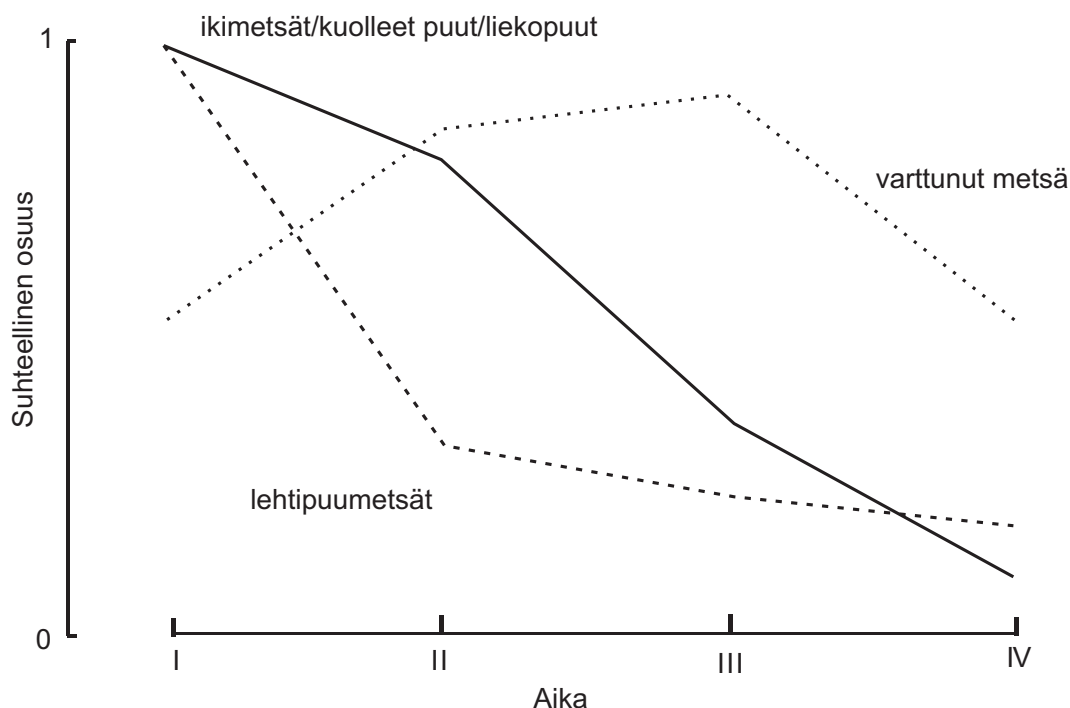
Valtakunnan 9. metsien inventoinnin (tietoja neljän metsäkeskuksen alueelta) mukaan lahoppuuta on keskimäärin 1–3 m<sup>3</sup>/ha (kts. mm. Tomppo ym. 1998). Se on pääosin kuusta tai mäntyä. Vuonna 1995 tehdyn selvityksen mukaan valtion, yksityisten ja yhtiöiden mailla oli hakkuiden ja metsänuudistamisen jälkeen säästöpuuta 3–8 m<sup>3</sup> hehtaarilla. Niistä läpimitaltaan yli 20 cm:n kokoisia havupuita oli 1,2 m<sup>3</sup>/ha. Lehtipuiden osuus oli alle 1 m<sup>3</sup>/ha.

Metsänhoito on tärkein metsärakennetta ja puulajisuhteita muuttanut tekijä viimeisen sadan vuoden aikana (kuva 4). Puuston keskimääräinen kiertoaika Etelä-Suomen talousmetsissä on 80–100 vuotta. Puuston kasvu ja määrä ovat jatkuvasti lisääntyneet. Kuusen voittokulku erityisesti keskikaruilla ja rehevillä mailla tulee näkymään ikääntyvissä puustoissa kuusivaltaistumisena. Osa suojelualueiden metsistä Etelä-Suomessa on entisiä talousmetsiä. Usein suojelualueet rajoittuvat varsin tuoreisiin hakkuu- ja uudistusmetsiin. Suojelualueilla ei ole lahoppuuta sen enempää kuin lähiympäristönsä talousmetsissä (Siitonen 1998, Tukia 2000).

Tasaikäiset mänty- ja kuusivaltaiset metsät ovat Etelä-Suomessa pääosin metsänhoidon seurauksena syntyneitä. Metsikkötasolla puulajeja on kuviolla vain muutama, ja puut ovat samanikäisiä ja -kokoisia. Varttuneita havu- ja lehtipuita sisältävien sekametsien osuus on hyvin vähäinen talousmetsissä. Metsätaloustoiminnassa käytetty metsiköiden kuviointi näkyy selkeänä eri ikäisten hoitokuvioiden mosaiikkina. Eri ikäisten metsiköiden luontaiset vaihettumavyöhykkeet, (esim. pensaikot) puuttuvat talousmetsien reunoista, joissa kuviorajat ovat useimmiten hyvin jyrkkiä.

Talousmetsän ja luonnontilaisen tai sen kaltaisen metsän selkein ero on lahoppuun esiintymisessä. Etelä-Suomen talouskäytössä olevissa yli satavuotiaissa kuusimetsissä sitä on noin 10 m<sup>3</sup>/ha – siis vain alle kymmenesosa luonnontilaiseen verrattuna. Nuorissa metsissä (1–70 vuotta) lahoppuuta on pari kuutiota hehtaarilla (Siitonen 1998). Lahoppuun puute on sekä määrällistä että laadullista; varsinkin järeämpikokoinen (läpimitta >20 cm) havupuun ja kaikenkokoinen lehtipuu

puuttuvat. Uusien hoito-ohjeiden mukaisesti hoidettuihin metsiin jää lahoppua 5–10 m<sup>3</sup> lähinnä kantoina, jättöpuuna, tuoreina tuulenskaatoina ja hakkuujätteinä.



Kuva 4. Fennoskandian metsien neljä keskeisintä käyttövaihetta (I–IV) Angelstam'in & Arnold'in 1993 mukaan. Pystyakseli kuvaa metsien eri rakenteiden suhteellisia osuuksia havumetsien synnyn jälkeen (4 000–2 000 vuotta ennen ajanlaskumme alkua). Neljä jaksoa ovat: I=luonnontilaiset metsät, II=kotitarvekäyttö (noin vuoteen 1850), III=saha- ja puunjalostusteollisuus (vuosina 1900–1950) ja IV=moderni metsäteollisuus (vuosina 1960–1985). Jokainen vaihe on jättänyt jälkiään myös nykymetsien rakenteeseen.

Myös puuston tilarakenne on talousmetsässä erilainen luonnontilaiseen verrattuna. Monimuotoisuuden kannalta ei tasaikäinen kasvatusmetsä ei ole paras vaihtoehto. Puulajien vähäinen määrä varsinkin varttuneissa kasvatusmetsissä yksipuolistaa elinympäristöä. Vaateliaammille metsälajeille ei huolellisesti hoidettu talousmetsä kelpaa elinympäristöksi.

## 4.2 Lajistomuutokset

Valtaosa metsätalouden vaikutuksista on havaittavissa erityisesti lajitasolla. Monen metsälajin 1900-luvun alkupuolen laajempi levinneisyyskuva on pirstoutunut yksittäisiksi havainnoiksi. Uhanalaisten lajien taantuminen Etelä-Suomessa ja monien aiemmin yleisten keskittyminen viimeisille vanhojen metsien alueille heijastaa metsien rakenteessa tapahtuneita muutoksia (Uhanalaisten... 1986, 1992, 2000, Hanski 1998). Lajin taantumiselle ei kuitenkaan löydetä aina yksiselitteistä vastausta.

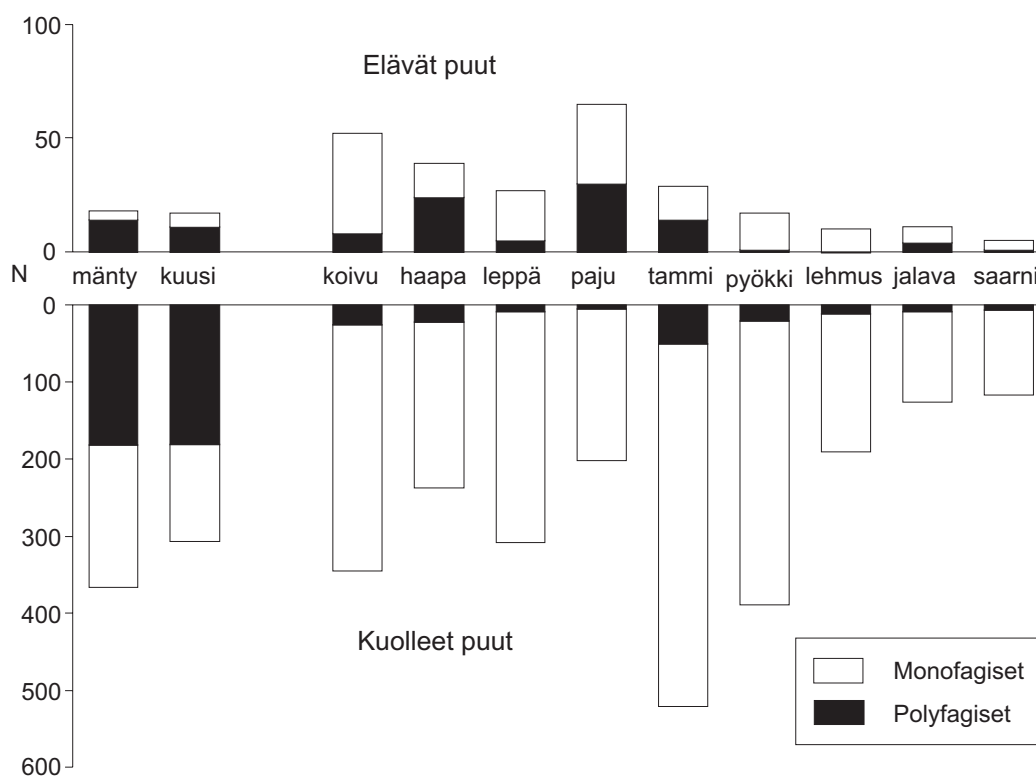
Luonnonsuojelubiologisesti on perusteltua, että elinympäristövaatimuksiltaan huonosti tunnettu laji on vähintään yhtä arvokas kuin samassa elinympäristötyypissä elävä, ja erityisesti siinä runsaana esiintyvä, yleisempi laji. Lajin havainto sinänsä voi indikoida tiettyä elinympäristötyyppiä tai metsän kehitysvaihetta. Lajien erikoistumisen aste kuitenkin vaihtelee. Taantuva kehitys voi ilmetä nopeimmin havaittavina muutoksina lajin runsaudessa tai maantieteellisessä levinneisyydessä.

Metsien **ikä rakenne** ja **lahopuusto** ovat ehkä selkeimmät eri eliöryhmien runsauseroja selittävät tekijät (Niemelä ym. 1994, 1996, Haila 1995a, Siitonen 1998, 1999). Maa- ja metsätalousministeriön biodiversiteettityöryhmän (1995) mukaan metsätalous on vaikuttanut eniten vaateliampiin vanhoja metsiä ja lahoppuuta vaativiin sekä metsien pirstoutumisesta kärsiviin eliöryhmiin. Selkärangattomat lajit, sammaleet ja jäkälät ovat olleet herkempiä metsätalouden vaikutuksille kuin selkärangaiset tai putkilokasvit. Yleistäen metsänkäsittelystä hyötyvät ekologiselta kilpailukyvyltään heikot pioneerilajit ja elinympäristövaatimuksiltaan laaja-alaiset, hyvin sopeutuvat ryhmät, jotka pystyvät käyttämään hyväkseen talousmetsien erityispiirteitä. Tarkemmin metsätaloudesta ja sen erityispiirteistä hyötyneitä ja kärsineitä lajeja esittelee Miettinen (1996).

Puuston nuorentaminen lisää monen eliöryhmän lajimääriä. Toisaalta nuoret sukkessiovaiheet ovat heikompia tai täysin elinkelvottomia ympäristöjä monille vaateliammille ryhmille. Tällaisia ryhmiä ovat lahoppuukovakuoriaiset, monet sienet sekä suuria pesä- ja kolopuita vaativat varttuneiden metsien linnut (Väisänen ym. 1993, Virkkala ym. 1994, Kuusinen 1996 a,b, Kotiranta & Niemelä 1996, Jonsell ym. 1998, Virkkala & Toivonen 1999). Vanhojen metsien lintulajisto onkin hyvin omaleimainen. Varsinkin kolopesijöille ja suurempia yhtenäisiä metsäalueita vaativille lajeille suojelualueiden vanhat metsät ovat elintärkeitä.

Metsärakenteen yksipuolistuessa ja varsinkin tasaikäisten nuorten kasvatusmetsien lisääntyessä ovat monet tuholaisiksikin luokitellut metsälajit lisääntyneet. Tukkimiehentäi (*Hylobius abietis*) on esimerkki hyvin leviävästä metsälajista, jolle päätehakkuun luomat elinympäristöt (avohakkuiden kannot ja hakkujätteet) ovat luoneet uuden elinympäristön luontaisten kuloalueiden sijaan.

Ruotsalaisten aineistojen mukaan (kuva 5) metsien kovakuoriaislajistolle (lajimäärä/puulaji) on lahoava ja kuoleva puuainees huomattavasti tärkeämpi resurssi kuin kasvavat puut (Bernes 1994). Joidenkin maaperäeläinryhmien (maakiitäjäiset, muurahaiset, hämähäkit) runsaussuhteiden ja lajikoosteiden erot eri ikäisissä metsissä ovat selviä. Erot kasvillisuudessa (lajistossa ja runsaussuhteissa) näyttäisivät selittävän suuren osan metsälajiston paikallisesta vaihtelusta (Punttila ym. 1994, 1996, Haila ym. 1994, Niemelä 1997).



Kuva 5. Kovakuoriaisten puulajisidonnaisuus ruotsalaisten aineistojen mukaan (Bernes 1994, B. Ehnströmin aineistojen pohjalta). Yläkuvassa elävissä puissa ja alakuvassa kuolleissa puissa elävien lajimäärä. Monofagiset lajit esiintyvät ainoastaan yhdellä puulajilla, polyfagiset useammalla. Laji voi esiintyä tarkastelussa samanaikaisesti useammalla puulajilla.

Pitkään palamattomilta alueilta tavataan lajeja, jotka vaativat elinympäristökseen poikkeuksellisen pitkän ajan (satoja vuosia) häiriötöntä kehitystä. Metsän ikäänntyessä syntyy erittäin järeää lahopuuta (Ehnström & Walldén 1986). Siitonen ja Saaristo (2000) tutkivat erittäin uhanalaisen korpikolvan (*Pytho kolwensis*) esiintymistä ja populaatorakennetta Kuhmossa. Lajia tavataan nykyään Etelä-Suomessa ainoastaan Pyhä-Häkin kansallispuistossa (Uhanalaisten... 1992). Laji vaatii suurikokoisia, tiheään metsään tai korpeen kaatuneita kuorellisia kuusi- maapuita elinympäristökseen. Se elää lähes koko elämänsä ajan yhden ja saman tukin sisällä. Sama puu kelpaa elinympäristöksi kuitenkin ehkä vain muutamalle perättäiselle sukupolvelle (I. Mannerkoski, suullinen tiedonanto). Sen jälkeen lajin on pystyttävä leviämään uuteen ympäristöön. Spesialistilajien häiriöherkkyydestä ja niiden todellisesta leviämiskyvystä on hyvin vähän tietoja.

Jonsell ym. (1998) tutkivat Ruotsissa 542 uhanalaisen selkärangattoman lajin (puussa elävät eli saproksyytit) esiintymistä ja elinympäristövaatimuksia (taulukko 5.). Puulajisukuihin (mm. *Betula*, *Pinus*, *Quercus*) erikoistuneiden lajien määrä vaihteli 5–202:een. Suvuissa, joissa oli suurin määrä lajeja, oli myös eniten vain yhdellä puulajilla eläviä (monofagisia) lajeja. Selkärangattomista lajeista 59 % pystyi elämään paahteisilla alueilla. Suuri osa näistä lajeista hyötyi paloalueilta ja 29 on täysin riippuvaisia niistä. Toinen merkittävä yksittäinen elinympä-

ristö (mikrohabitaatti) oli ontot rungot. Niitä suosivia lajeja oli 107, joista 64 oli spesialisteja.

Taulukko 5. Uhanalaisten metsäselkärangattomien ja lahoppulajien määrä Ruotsissa (Jonsell ym. 1998 mukaan).

Heimo	Lajeja Yhteensä	Metsäla- jeja	Laho- puulajeja	Lahoppuula- jien osuus (%) metsä- lajeista
Kovakuoriaiset ( <i>Coleoptera</i> )	1065	525	446	85
Perhoset ( <i>Lepidoptera</i> )	333	124	5	4
Kaksisiipiset ( <i>Diptera</i> )	106	61	46	75
Pistiäiset ( <i>Hymenoptera</i> )	121	32	26	81
Yhtäläissiipiset ( <i>Hemiptera</i> )	71	18	14	78
Pseudoskorpionit ( <i>Pseudoscorpiones</i> )	7	4	4	100
Verkkosiipiset ( <i>Neuroptera</i> )	6	2	1	50
Muut	167	15	0	0
Selkärangattomia yhteensä	1876	781	542	69

Mikroilmasto on monille jäkälille kriittinen tekijä. Ohlson (1990), Segeström ym. (1994), Ohlson ym. (1998) sekä Esseen & Renhorn (1997) tutkivat korprien ja niiden epifyyttijäkälälajiston esiintymistä ja esiintymien jatkuvuutta eri tavoin pirstoutuneessa metsä- ja suoluonnossa. Monet pitkäikäiset lajit suosivat selvästi metsien sisäosien vakaampaa pienilmastoa. Metsän sisällä sijaitsevat kosteammat painanteet ja luonnontilaisiin soihin rajoittuvat luonnontilaiset reunat muodostavat usein varsin yksitotista metsäkuvaa monipuolistavia pienipiirteisiä elinympäristöjä. Kotimaiset tutkimukset (Kuusinen 1996 a,b) osoittavat, että pienetkin kosteat, luonnontilaiset painanteet ovat Etelä-Suomen jäkälälille hyvin arvokkaita elinympäristöjä.

Vuonna 1992 **uhanalaisiksi luokiteltuja lajeja** oli maassamme yhteensä 1 692 (Uhanalaisten... 1992). Niistä 727 (yhteensä 43 %) oli metsälajeja. Uusimman, josain määrin erilaisin perustein tehdyn arvion mukaan (Uhanalasiten... 2000) metsien uhanalaisten ja hävinneiden lajien yhteismäärä oli 626. Silmälläpidettäviksi luokiteltuja metsälajeja oli lisäksi 416. Metsät ovat edelleenkin uhanalaisten lajien tärkein elinympäristö; 80 % uhanalaisista sienilajeista on metsälajeja, uhanalaisista selkärangattomista kolmannes (taulukko 6).

Uhanalaisista metsälajeista 33 % elää kangasmetsissä ja neljäsosa lajeista (144 lajia) on ensisijaisesti vanhojen kangasmetsien lajeja. Vanhojen kangasmetsien ohella mm. lehtometsät ja paloalueet ovat tärkeitä uhanalaisten lajien elinympäristöjä (Uhanalaisten... 2000).

Taulukko 6. Uhanalaisten lajien lukumäärä metsissä: kaikki lajit ja ensisijaisesti metsissä esiintyvät lajit (suluissa) Uhanalaisten... 2000 mukaan. Ryhmien tunnukset ovat: I=selkärangaiset, II=selkärangattomat, III=putkilokasvit, IV=itiökasvit ja V=sienet.

	I	II	III	IV	V	Yhteensä
Metsät yhteensä	13(12)	334(252)	46(35)	31(15)	266(250)	690(564)
Vanhat kangasmetsät	4 (4)	84(69)		10(1)	84(70)	182(144)
Muut kangasmetsät	5(3)	9(10)	5(3)	3(1)	27(24)	49(41)
Vanhat lehtometsät	2(1)	63(58)		12(8)	43(32)	120(99)
Muut lehtometsät	3(2)	75(64)	42(26)	9(4)	138(120)	267(216)
Harjumetsät		40(15)	7(6)			49(21)
Metsäpaloalueet ym.		83(29)			2(0)	85(29)
Metsät erittelemättä	3(2)	9(7)		4(1)	4(4)	20(14)

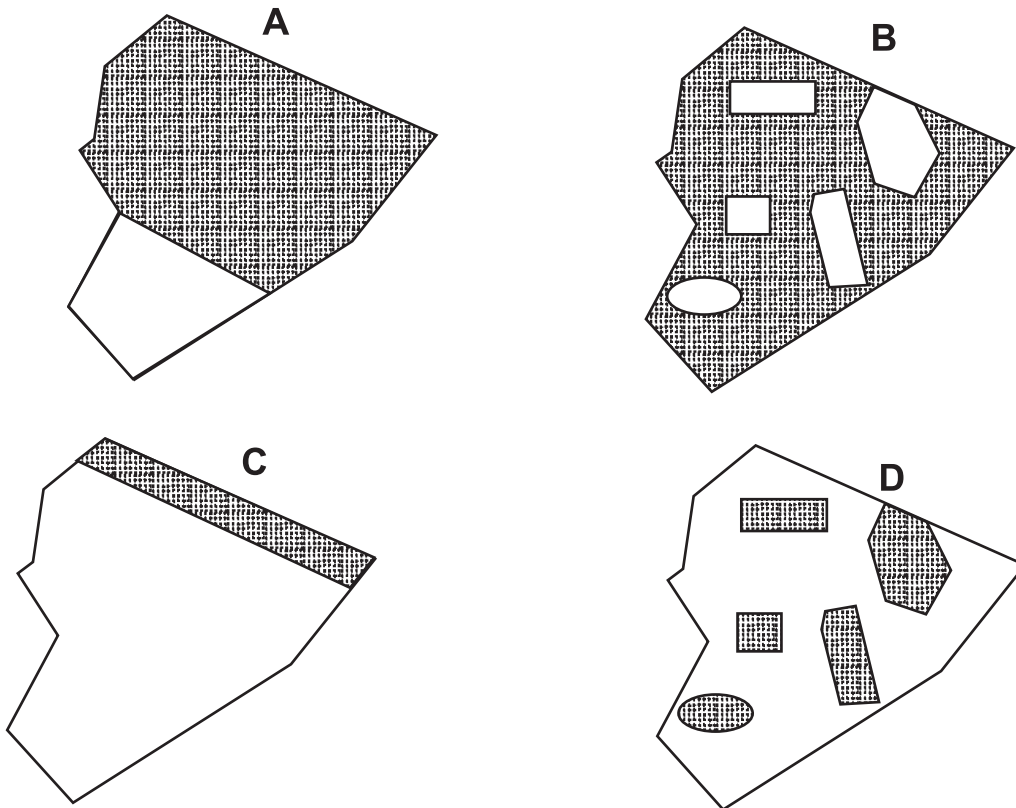
Lajien uhanalaistumisen tärkeimpänä syynä on ollut avointen alueiden sulkeutuminen. Yhteisvaikutukseltaan erilaiset metsien käyttöön liittyvät tekijät ovat kuitenkin tärkein syy. Haitallisinta on ollut lahoavan puuaineksen väheneminen, joka on ollut joka kymmenennen uhanalaisen lajin uhanalaisuuden ensisijainen syy (Uhanalaisten... 2000). Annilan (1998) vuoden 1992 Uhanalaisuustyöryhmän tuloksiin pohjautuvassa arvioinnissa metsätalous oli uhanalaisuuden syynä kolmasosalla tarkastelluista lajeista. Erittäin harvinaisiksi luokitelluilla lajeilla tai puutteellisesti tunnetuilla ryhmillä metsätalouden merkitys oli uhanalaisuustyöryhmän mukaan samaa suuruusluokkaa. Annilan mielestä näiden lajien osalta metsätalouden suorita vaikutuksia vähenemiseen ei voitu osoittaa.

Vuosien 1992 ja 2000 uhanalaisuustarkasteluiden luokitteluperusteiden eroista johtuen uhanalaistumiskehityksen suuntaa on vaikea arviota. Työryhmän tulokinnan mukaan metsälajien uhanalaistuminen olisi hidastunut 1990-luvulla. Kuitenkin erityisesti lukuisten Etelä-Suomen vanhoissa metsissä elävien lajien häviämistodennäköisyys on edelleen selvästi kasvamassa, ja pääosa erillisissä metsäsaarekkeissa elävistä lajeista tulee ilmeisesti häviämään Suomesta (Uhanalaisten... 2000).

Taantuvien lajien vastapainona meillä on havaittu viime vuosikymmeninä lukuisia uusia metsähyönteislajeja, joista osa on pystynyt jatkuvasti levittäytymään laajemmalle alueelle. Osa lajeista pystyy muodostamaan pysyvät ja lisääntyvät populaatiot. Esimerkkeinä tällaisista ovat mm. hirvikärpänen (*Lipoptena cervi*), orpohaaskavaajakas (*Tachinus basalis*) ja tattivaajakaslaji (*Lordithon exoletus*) (Mannerkoski 1998, Teräs 1997). Kesien lämpenemisen myötä useat päiväperhoslajit ovat alkaneet talvehtia onnistuneesti Etelä-Suomessa.

### 4.3 Pirstoutuminen

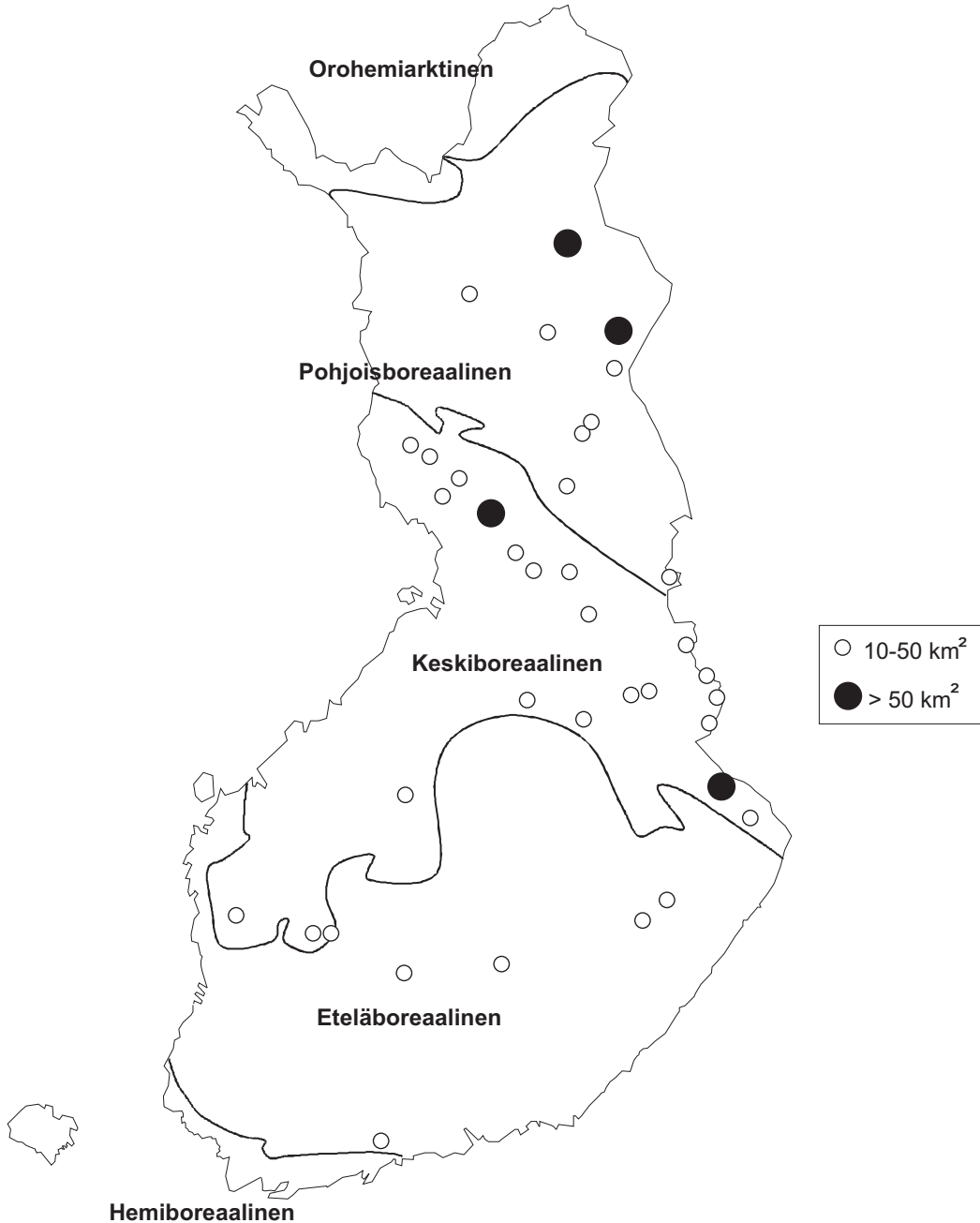
Tutkituimpia metsätalouden suorista seurauksia on pirstoutuminen (Begon ym. 1986, Saunders ym. 1990, Kouki 1993, Andrén 1994, Virkkala & Toivonen 1999, Harrison & Bruna 1999) (kuva 6). Sen seuraukset näkyvät selvimmin melkein pä minkä tahansa eteläsuomalaisen suojelualueen ympäristössä: 1) metsäalueen kokonaispinta-alan pieneneminen, 2) metsäalueen pilkkoutuminen yhä pienemmiksi metsälaikuiksi ja 3) niiden välisen etäisyyden kasvaminen (Kouki 1993). Andren (1994) havaitsi, että pirstoutumisen negatiiviset vaikutukset lajistoon näkyvät, kun alkuperäisestä yhtenäisestä elinympäristöstä on jäljellä 10–30 %. Habitaatin vähentyessä alle 10 %:iin alkuperäisestä lajien kannat taantuvat enemmän kuin elinympäristöt vähenevät.



Kuva 6. Pirstoutumisen vaikutukset alkujaan yhtenäisellä metsäalueella. A = metsäalueesta häviää osa, ydinalue säilyy varsin suurena, B = yhtenäiselle alueelle syntyy 'aukkoja', heterogeenisuus lisääntyy ja ydinalue pienenee, C = valtaosa yhtenäisestä kuviosta häviää, jäljelle jäävä saareke pelkkää reunaa ja D = yhtenäisestä alueesta jää jäljelle pieniä palasia, jotka sijaitsevat erillään toisistaan, reunavaikutus lisääntyy. Esitetty lähinnä Koukin (1993) ja Virkkalan (1996) mukaan.

Vanhojen metsien pienet eristyneet laikut ovat kuvaava esimerkki pirstoutumisen vaikutuksista. Vanhan metsän pinta-ala Etelä-Suomen suojelualueilla on korkeintaan muutama kymmenen hehtaaria/alue. Suurempia, edes jossain määrin

yhtenäisiä metsäalueita on vain muutamalla alueella Oulujärven eteläpuolella (kuva 7). Osalla näistäkin alueista luontaiset leviämistä rajoittavat tai hidastavat tekijät (vesistöt, avosuot) eristävät metsäalueet erillisiksi kokonaisuuksiksi.



*Kuva 7. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet ja laajimmat suojellut metsäkokonaisuudet. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet esitetty Ahti ym. 1968 mukaan ja suurimmat metsänsuojelualueet Virkkala 1996 mukaan.*



Metsätalouden seurauksena saarekkeiden välimaasto muuttuu erikoistuneille metsälajeille epäedulliseksi lisääntymisympäristöksi, toisille lajeille täysin elinkelvottomaksi. Pirstoutumistutkimuksessa perinteisesti käytetty saarimaantieteen teoriasta (MacArthur & Wilson 1967) lähtevä näkökulma ei yleensä ole huomionnut tätä 'vierasta' muuttumaympäristöä ja sen lajistopotentiaalia. Metsäympäristöjen pirstoutumisen vaikutusten selvittäminen on ollut keskeinen näkökulma myös monilla suomalaisilla ekologeilla. Ongelmallista näiden tulosten soveltamisessa on se, ettei yksikään metsikkö ole todellisuudessa saareke, vaan leviäminen metsiköstä toiseen on mahdollista jopa lisääntymiseen kelpaamattomien ympäristöjen yli. Pirstoutumisen seuraukset näkyvät sekä laji- että yhteisötasoilla ja monissa eri eliöryhmissä. Reunoja suosivat lajit ovat lisääntyneet ja yhtenäisiä metsäalueita vaativat vähentyneet.

Pirstoutumisen yhteydessä on tärkeätä huomata, että muutos tapahtuu aikavälillä. Se ei ole aina lajien välitöntä katoamista häiriön jälkeen, vaan voi olla seurausta elinympäristön hitaasta muuttumisesta vuosien, jopa vuosikymmenien aikana. Pienet vanhojen metsien laikut ovat kriittisesti tarkasteluna pelkkiä reunaympäristöjä. Lajien ja populaatioiden häviämisen huippu on ehkä vielä edessäpäin.

#### 4.4 Metsätalouden vaikutukset suojelualueiden metsiin

Suojelualueet käsittävät noin 10 % koko Suomen maapinta-alasta (Maa- ja metsätalousministeriö 1999). Etelä-Suomessa suojeltujen metsien osuus on hemiborealisella vyöhykkeellä 1,6 %, eteläborealisella 0,7 % ja keskiborealisella 2,4 % puustoisten alueiden kokonaispinta-alasta (Virkkala ym. 2000). Suojelualueiden metsät eivät ole suojelubiologisessa mielessä riittävän suuria kokonaisuuksia säilyttääkseen vaateliaampia lajeja. Suuria yli 10 km<sup>2</sup>:n metsäalueita on Oulujärven eteläpuolisessa Suomessa vain viitisentoista kappaletta (kuva 7), näistä vain yhdessä (Patvinsuon kansallispuistossa) metsämaata on yli 50 km<sup>2</sup>. Laadullisesti vain murto-osa tästä pinta-alasta on ekologisessa mielessä edustavaa, vanhaa ja luonnontilaisen kaltaista metsää. Seitsemisen ja Nuuksion kansallispuistoissa sitä on alle 6 % kokonaispinta-alasta (Jaakkola 1993, 1998, 1999).

Hemi- ja eteläborealisen vyöhykkeen suojelluista metsistä 5,5 % on puustoltaan yli 140-vuotiaita. Koko maan suojeluissa metsissä niiden osuus on 53 % (Virkkala ym. 2000). Vanhojen metsien saarekkeet sijaitsevat Etelä-Suomen suojelualueiden sisälläkin usein kaukana toisistaan tasaikäisten nuorten talousmetsäalueiden eristäminä. Lisäksi suuri osa hemi- ja eteläborealisen vyöhykkeen kaikista yli 140-vuotiaista metsistä oli hoidettuja talousmetsiä, ja luonnontilaisuuden mittana käytetty 'metsätuhojen esiintyminen' havaittiin vain 16 %:ssa metsistä. Pohjoisborealisella vyöhykkeellä osuus oli 60 % (Virkkala ym. 2000).

Ympäristöministeriö (1994) kiinnitti huomiota Etelä-Suomen metsien sekä määrältään että laadultaan huonoon suojelutilanteeseen, ja esitti että mm. ennallistamalla pyrittäisiin luomaan suurempia yhtenäisiä metsäalueita, metsämantereita. Tällaisia alueita suositeltiin suunniteltavaksi Tammelan ylängölle, Evolle, Järvi-

Suomeen ja Pohjanmaalle. Ympäristöministeriö (1997) toisti kantansa laajempien metsäkokonaisuuksien ennallistamisesta erityisesti olemassa olevaa suojelualueverkkoa täydentävästi. Lähtötilanteena voisi olla aiemmin talousmetsänä viljelty alue puustoineen tai vastikään hakatut alueet, jotka palautetaan suunnitelmallisesti luonnontilaan ennallistamalla.

Suurimmalla osalla suojelualueista on harjoitettu aikaisemmin metsätaloutta. Metsätalouden päättymisen jälkeen alueet ovat saaneet kehittyä luontaisesti, joskin puuston tilarakenne ja vallitsevat puulajit ovat jo metsätalouskaudella määryntyneitä. Hoidon päätyttyä on varsinkin nuorempien ensiharvennukselta säästyneiden metsiköiden kehittyminen ollut luontaisen kaltaista. Lehtipuut ovat lisääntyneet ja puustorakenne on luontaisesti monipuolistunut. Vanhempien talousmetsien kehitys on jatkunut talousmetsän kaltaisena. Avo- ja kasvatushakkuit on lähes poikkeuksetta ulotettu aivan suojelualueiden rajaan. Ne ovat lisänneet haitallista reunavaikutusta: reunoja suosivat lajit hyötyvät ja lisääntyvät yhtenäisiä laajoja metsäkokonaisuuksia suosivien lajien kustannuksella.

Erillisten metsälaikkujen etäisyydet toisistaan ovat lajien todennäköisen leviämisen kannalta biologisessa mielessä liian suuria (jopa kymmeniä kilometrejä). On vaikea kuvitella lajien leviävän esim. vanhan metsän saarekkeesta toiseen, kun niiden viivasuoran yhteyden välissä on kilometreittäin rakennettua ympäristöä ja peltoja. Parhaimmillaan suojelualueiden välimaasto on kuitenkin lajeille lähes elinkelpoista talousmetsää. Havaintoja lajin onnistuneesta paluusta sen kerran kadottua eristyneestä saarekkeesta ei ole ainakaan toistaiseksi tehty. Tässä suhteessa metapopulaatioteorian ennusteita 'laikkusaariston' otollisuudesta lajien osapopulaatioille erilaisissa aika- ja tilajatkumoissa ei ole ainakaan empiirisesti pystytty todentamaan (vrt. metapopulaatioteorian ennusteet kirjoverkkoperhoselle Ahvenanmaalla, Hanski ym. 1998).

## 5 EKOLOGIA JA ENNALLISTAMINEN

### 5.1 Ennallistaminen käsitteenä

Ennallistamisella (engl. *restoration*) tarkoitetaan yleensä ihmisen vaikutuksesta muuttuneiden elinympäristöjen kunnostamista alkuperäiseen tai osittain sen kaltaiseen tilaan (Jordan ym. 1987, Allen ym. 1997, Dobson ym. 1997, Ehrenfelt & Toth 1997, Young 2000). Termiä on käytetty mm. kunnostettaessa saastuneita maa-alueita asumiskäyttöön ja palautettaessa kosteikkojen monimuotoisuutta. **Ekologisessa** ennallistamisessa (engl. *ecological restoration*) ihmisen muuttama ekosysteemi pyritään saattamaan lähemmäksi luonnontilaa ekologista tietoa hyväksikäyttäen. Metsäekosysteemin kohdalla ekologinen ennallistaminen on metsien lajiston, rakenteen tai dynamiikan palauttamista.

Tulisiko ennallistamisessa edetä luonnon omien prosessien kautta vai voimakkaasti luonnon nykytilaan ja sen rakennepiirteisiin puuttamalla? – Kysymys ennallistamisen tavoitteista, sisällöstä ja toteutuksesta on herättänyt voimakastakin keskustelua (Haila ym. 1994, Franklin 1995, Bell ym. 1997, Beier & Noss 1998).

Ongelma on ajankohtainen myös Etelä-Suomen metsien suojelutarpeen kartoituksen osalta (vrt. Etelä-Suomen... 2000).

Yksittäiseen lajiin kohdistuvaa ennallistamista tulee harkita vain erityistapauksissa ja ekosysteemin kannalta keskeisillä lajeilla. Tällaisia elinympäristönsä tilaan ja ravintoketjuihin vaikuttavia avainlajeja saattaisivat olla havumetsissä esim. valkoselkätikka ja majava. Ravintoketjuissa korkealle sijoittuvien lajien suosiminen hyödyttää usein myös alempien hierarkiatasojen lajeja (ns. sateenvarjolajit).

Ekologisen ennallistamisen perusteet tulisi löytää olemassa olevan ekologisen perustiedon pohjalta. Osatekijöinä ovat yleisekologiset perusteet, populaatio-ekologinen tietämys ja suojelualueiden suunnitteluun sopivat ekologiset mallit.

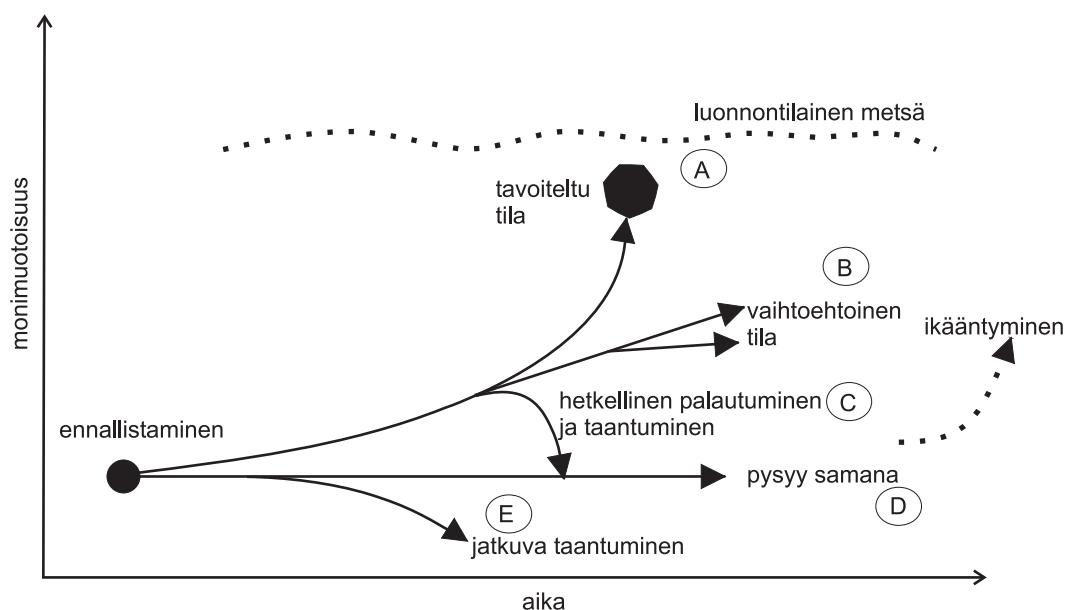
Luonnontieteilijät ovat etsineet jo 1800-luvun loppupuolelta mallia, jolla pystyttäisiin kuvaamaan luonnon muutosta erilaisten lyhytkestoisten häiriöiden jälkeen, yhteisöjen luontaista kehittymistä ajan kuluessa. Mallien antama kuva luonnosta on usein hyvin yksinkertaistettu. Niiden mukaan luonnon prosessit ohjaavat kehitystä tietyntyyppisten yhteisöjen lisääntymiseen ja toisten vähittäiseen katoamiseen. Sukkessioteoria sekä saarimaantieteen ja häiriödynamiikan tutkimus ovat ohanneet metsäekologista tutkimusta nykyiseen suuntaan (mm. Haila ym. 1995).

Empiiristen aineistojen kerääminen teoreettisen ajattelun tueksi tulee vasta jälkijunassa. Ekologisen tiedon puute on yhteisötasolla huutavan suuri. Emme tiedä poikkeustapauksia lukuun ottamatta, miten lajit reagoivat häiriöihin ja minkälaista muutosta ne sietävät. Lajien leviämiseen liittyvä tieto on vähäistä varsinkin selkärangattomien ja itiölevintäisten osalta. Pienimpien elinkykyisten populaatioiden kokoa ei ole yleensä pystytty arvioimaan.

## 5.2 Ekologiset mallit ennallistamisen apuna

Kuvassa 8 on esitetty malli metsäekosysteemin ennallistamisen mahdollisista vaikutuksista. Siinä oletetaan aiempi ekosysteemi tuhoutuneeksi ja lähdetään liikkeelle rakenteeltaan yksinkertaisesta, lajistoltaan voimakkaasti muuttuneesta tilanteesta. Kehitystä tarkastellaan kymmenien vuosien aikajänteellä.

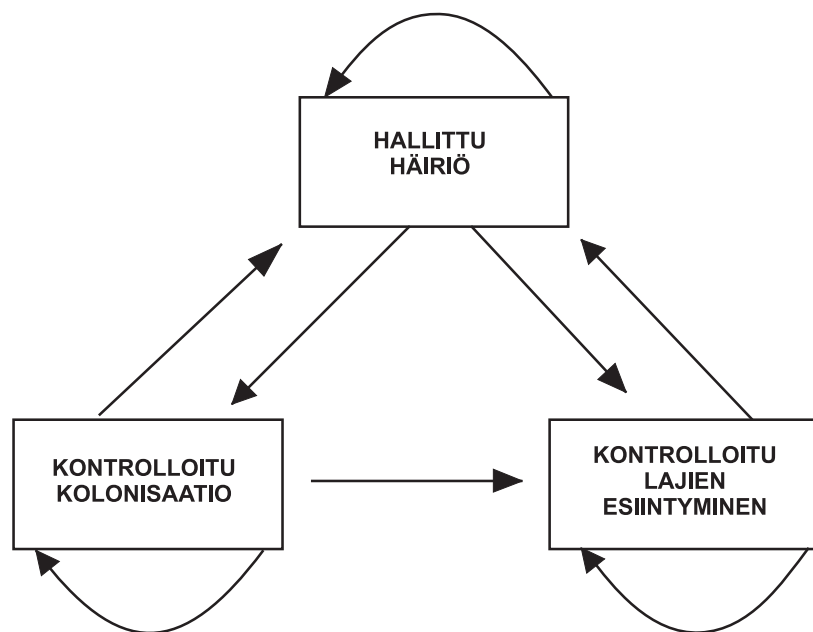
Ihannetapauksessa luonnontilaiset piirteet lisääntyvät ja kohteeseen leviää sille tyypillistä lajistoa (A). Sukkessio voi myös johtaa tilaan, jota ei ole tavoiteltu, mutta jonka piirteet ovat omaleimaisia; kohteessa esiintyy elinympäristötyypille ominaisia lajeja (esim. ennallistettu suo, jonka valtaa koivutiheikkö) (B). Sukkession kulku voi olla aluksi toivotunlainen, mutta kohde palautuu kuitenkin nopeasti lähtötilanteen kaltaiseksi, eikä seuraavien vaiheiden lajisto pysty asuttamaan sitä (esim. pienaukko ilman järeää lahopuuainesta) (C). Kohde saattaa pysyä muuttumattomana (D). Viimeisessä vaihtoehdossa kohteen monimuotoisuus vähenee metsän ikääntyessä (E). Kaksi viimeistä vaihtoehtoa ovat tyypillisiä Etelä-Suomen entisissä talousmetsissä.



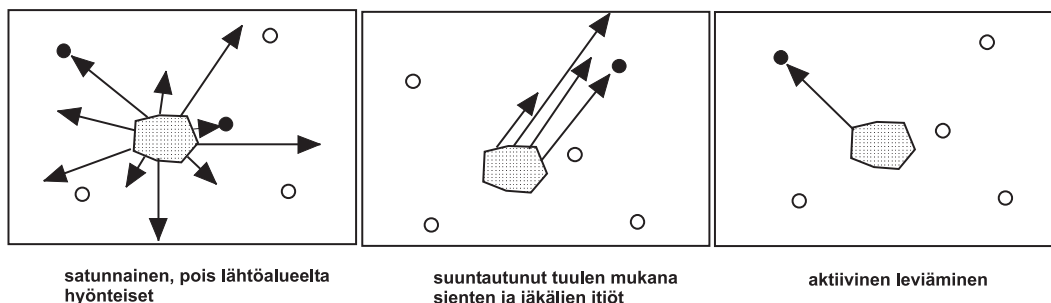
Kuva 8. Sukkession mahdolliset kehityssuunnat ennallistamisen jälkeen. Parhaassa tapauksessa muutos etenee nopeasti haluttuun suuntaan, mutta muitakin vaihtoehtoja on olemassa. Esitetty sovelletusti Bradshaw'n 1984, 1987 ja Hobbs & Mooney'n 1993 mukaan.

Pickett ym. (1987) muotoili kolme vaihetta, joilla voidaan vaikuttaa sukcession kulkuun (kuva 9). Ensin aiheutetaan **hallittu häiriö**, joka johtaa **kontrolloituun kolonisaatioon**. Lajien leviämistä ja runsauksia säädelään kolonisoinnin aikana (**kontrolloitu lajien esiintyminen**). Malli soveltuu erityisesti kasvillisuuden sukcession ohjaamiseen (Luken 1990).

**Metsien pirstoutumiseen ja lajien leviämiseen liittyvät mallit** ovat nekin tärkeitä ennallistamisen kannalta (Kuva 10). Populaatioiden pienuus on ongelma useimmilla suojelalueillamme. Pienellä alueella lajin häviämiskäsi on huomattavasti suurempi ympäristötekijöistä ja populaation sisäiseen rakenteeseen liittyvistä seikoista johtuen. Sattuman ja epätyypillisten ajanjaksojen vaikutus on suurin juuri pienissä populaatioissa (Soule 1986). Lajien leviämiseen liittyy runsaasti ongelmia. Kontrolloitua lajien leviämistä on käytetty osana ennallistamista varsinkin avomailla (Luken 1990). Käytännön kokemuksia havumetsälajiston osalta menetelmästä ei juurikaan ole.



Kuva 9. Sukkessiokkehityksen kontrolloitu ohjaaminen Pickett ym. 1987 mukaan. Häiriön jälkeen ohjataan lajien kolonisaatiota sen mukaan, mitä lajeja alueelle halutaan. Lajeille syntyy kilpailutilanteita ja ne vaikuttavat toistensa runsauksiin. Leviäminen riippuu paikallisista olosuhteista ja lajien leviämiskyvystä. Nuolet osoittavat populaation kannalta vaarallista vaihetta.



Kuva 10. Lajien leviämismalleja pirstoutuneessa ympäristössä. Leviämiseen vaikuttaa mm. lajin leviämiskyky, kohdealueen etäisyys, välialueen elinympäristön laatu ja ilmaston vuosien välinen vaihtelu. Sattuman osuus leviämisessä voi olla suuri.

**Metapopulaatioteoria** (Hanski & Gilpin 1998) korostaa monipuolisten elinympäristölaikkujen säilyttämistä, vaikka niillä kaikilla ei hetkellisesti olisikaan tarkasteltua lajia. Tässä suhteessa erilaisten metsätyyppien ja suknessiovaiheiden kirjon säilyttäminen alue- ja metsikkötasolla saattaisi olla ennallistamisen perustana järkevää. Kokonaispopulaatio koostuu useista erilaisista eri etäisyyksillä sijaitsevista alapopulaatioista, joissa laji voi levitä laikusta toiseen. *Lähde-nielu* -mallissa (Pulliam 1988) hyvässä ympäristössä elävä, voimakkaasti lisääntymiskykyisiä ja leviäviä yksilöitä tuottava populaatio ruokkii ympäristön jatkuvuudeltaan ja laadultaan heikompi populaatioita ja populaatiokooltaan pienempiä populaatioita. Lajien

jatkuvuus nielupopulaatioissa edellyttää jatkuvaa kolonisointia lähdealueelta. Virkkala (1996) esitteli tarkemmin em. mainittujen mallien ekologisia vaikutuksia suojelualueverkon kehittämiseen.

Kouki (1993) ja Virkkala ym. (1994) esittelivät keskeisimmät lajien esiintymistä määräävät ekologiset perusedellytykset ja prosessit:

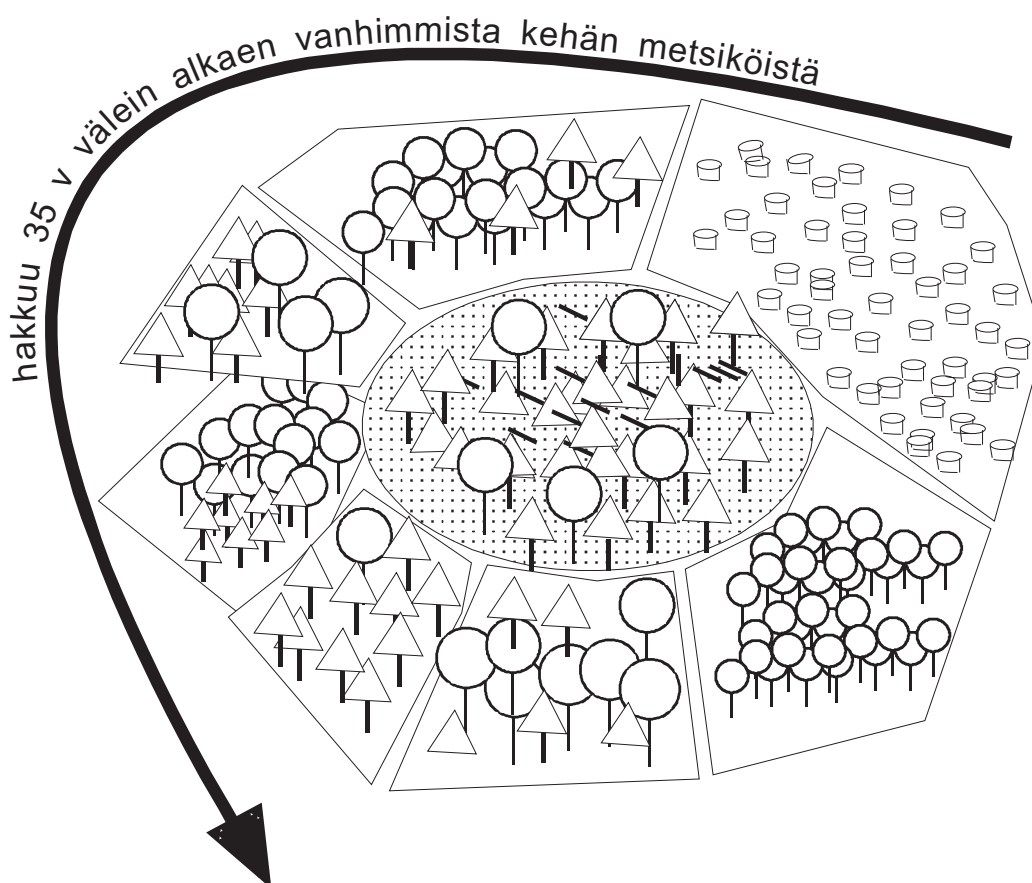
- 1) **Lajimäärä–pinta-ala:** Lajimäärällä ja pinta-alalla on suhde, jossa lajimäärä kasvaa lineaarisesti pinta-alan kasvaessa. Lajimäärän kasvu saavuttaa jossain kohdin rajan, jonka jälkeen kasvu vakiintuu tietylle tasolle. Pinta-alan ja lajimäärän suhde selittää suuren osan lajimäärän vaihtelusta.
- 2) **Kolonisointi–ekstinkio:** Lajit pystyvät kolonisoimaan paremmin suuria saarekkeita kuin pieniä. Samoin lähempänä olevien saarekkeiden kolonisointi on helpompaa kuin kauempana sijaitsevien. Populaatiot häviävät etäisyyden lisääntyessä tietyllä kasvavalla todennäköisyydellä. Saarekkeiden ympäristöjen lajimäärä määräytyy kolonisoinnin ja ekstinktioiden tasapainotilan mukaan.
- 3) **Metapopulaatiot:** Populaatio jakautuu osiin siten että erillisten populaatioiden väliset etäisyydet ovat suuret. Populaatioiden välillä on ajoittaisia yhteyksiä (geenivirtaa). Kaikki potentiaaliset laikut eivät ole jatkuvasti asuttuina.
- 4) **Lähde–nielu:** Alueellisella tasolla lajin esiintymiselle on tyypillistä muutama tuottava populaatio (lähde), joista käsin yksilöt kolonisoivat muita heikompia laikkuja.
- 5) **Laikuttaiset populaatiot:** Yksilöiden liikkuminen laikkujen välillä on säännöllistä, populaatiot eivät ole erilaisten elinympäristötyyppien rajaamia.
- 6) **Epätasapainoinen populaatio:** Populaatiokoko kasvaa ja/tai vähenee osana suurempaa maantieteellistä kokonaisuutta. Paikalliset muutokset eivät merkittävästi vaikuta yleisiin populaatioissa havaittuihin trendeihin.

**Käytännön metsätalouden perustaksi** on kehitetty ekologisia malleja, jotka auttavat kehittämään metsätaloutta paremmin monimuotoisuutta huomioivaksi. Mallien taustalla on usein ideaalitalanne, jossa metsäluonto on tasalaatuista, eivätkä alueen maanomistusolot tai geomorfologiset piirteet aseta rajoja suunnittelulle. Mallien suurin ansio on alueellisen näkökulman huomioiminen metsäalueiden suunnittelussa. Sama näkökulma tulisi olla myös suojelualueiden ennallistamisessa. Seuraavassa esitellään kahden eri lähtökohdista kehitellyn mallin soveltuvuutta metsien ennallistamiseen.

**Harris'in viipalekakkumallissa** (1984) tavoitteena on, että vanhan metsän ydin-alueita kiertää eri ikäluokkien muodostama kehä, jossa puustoa nuorennetaan 35 vuoden välein esim. polttamalla, vahingoittamalla tai pienaukkoja tehden (kuva 11). Monipuolistuvat, eri ikäisiä häiriöalueita sisältävät metsät kiertävät koskemattoman vanhan metsän ydintä. Häiriön tapahtuessa häiriöalueen lajisto voi paeta ydinalueelle, ja palata ympäristön palautuessa uudelleen lajeille sopivaksi. Lähialueen metsien ikääntyessä ne voivat levitä pysyvästi kehän alueelle.

Mallin toimivuus suomalaisen luonnon pienipiirteisessä ja laajempien rajaavien ympäristötyyppien (järvet, suot, joet, kalliot) kirjomassa elinympäristössä on ky-

seenalaista. Pohjois-amerikkalainen näkökulma lajiston säilyttämiseen alueilla, joita hakataan ensimmäistä kertaa historiassa, on kovin erilainen verrattuna Etelä-Suomen tilanteeseen, jossa metsätaloutta on harjoitettu intensiivisesti jo parinsadan vuoden ajan. Meillä suojelualueiden arvokkaimmat ydinalueet eivät edusta koskemattonta villiä ikimetsäluontoa, vaan ovat erilaisista syistä hakkuutoiminnalta säästyneitä alueita.



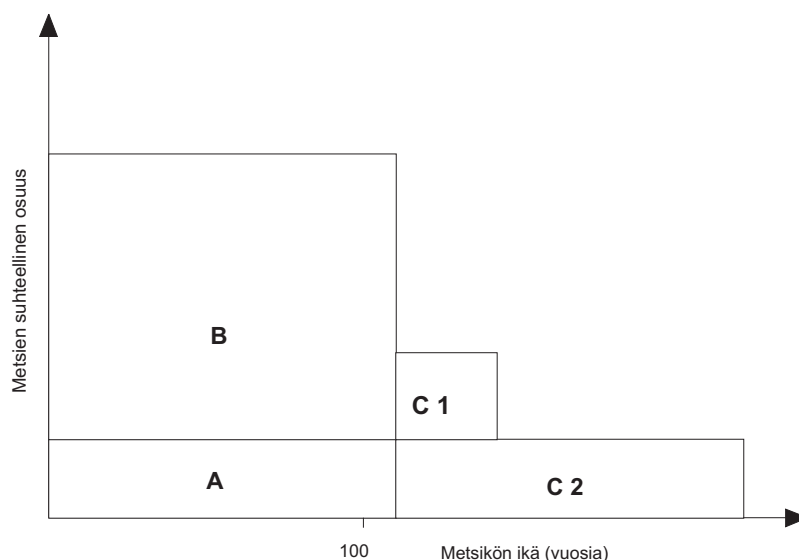
Kuva 11. Laajempien metsäkokonaisuuksien ja puuston ikärakenteen kehittäminen Harris'in (1984) viipalekakkumallin mukaisesti. Ydinalueen muodostaa vanhan metsän alue, jossa luonnon oma dynamiikka (sukessiokehitys ja häiriöt) ohjaavat puustorakenteen kehitystä. Sitä ympäröivällä kehällä ennallistetaan tietyin väliajoin metsien luontaista pienipiirteisyyttä palauttaen ja aiemman metsätalouden reunavaikutuksia vähentäen. Ennallistaminen aloitetaan luonnontilaltaan muuttuneimmista metsistä. Kertaalleen ennallistettujen metsien annetaan kehittyä luontaisesti.

Vastaavaa ikäluokkakiertoa voitaisiin toteuttaa kuitenkin rajoitetusti siten, että suojelualueet toimivat yhdessä sitä ympäröivien talousmetsien kanssa laajempina kokonaisuuksina. Suojelualueiden sisällä kokonaisen kierron järjestäminen ei ole nykytilanteessa mahdollista. Kun ympäröivän puuston rakenne saadaan kertaalleen ennallistettua, sen annetaan kehittyä kunkin metsikön luontaisen

kehityskulun mukaan. Luonnon omat häiriöt ylläpitävät tämän jälkeen metsiköiden paikallista vaihtelua.

Toinen metsäsuunnittelussa paljon käytetty lähestymistapa on ruotsalainen **ASIO-malli** (Angelstam & Rosenberg 1993, Angelstam 1998), joka perustuu luonnontilaisten metsien ikäluokkasuhteisiin ja palofrekvenssiin. Mallia on käytetty varsin yleisesti Ruotsissa talousmetsäalueiden suunnittelussa ja Suomessa suuntaa antavasti tuoreimmissa alue-ekologisissa suunnitelmissa. ASIO-mallissa metsät on jaettu paloherkkyytensä (metsäpalotiheys) mukaan neljään luokkaan (suluissa %-osuus metsäpinta-alasta): A = ei koskaan palanut (5 %), S = harvoin palanut (15 %), I = silloin tällöin palanut (70 %) ja O = usein palanut (10 %). Uusimpien tutkimusten mukaan Suomessa palamattomien metsien osuus on alle prosentin luokkaa, joskin vaihtelu maan eri osien välillä on varsin suurta (Parviainen 1996).

Kuvassa 12 esitetään ASIO-jaotteluun perustuen metsätalousalueen käsittelyä ohjaava malli. Se on kehitetty omistusoloiltaan yhtenäisen, laajemman alueen suunnitteluun, jollaisia meillä ei Etelä-Suomessa juurikaan ole. Lisäksi käytetyt luonnontilaisuutta kuvaavat lukusuhteet eivät vastaa olojamme – kaski- ja metsätalouden vaikutukset metsiin ovat meillä olleet varsin erilaisia kuin Ruotsissa. Maaston rikkonaisuudesta ja paloja estävistä vesistöistä ja soista johtuen palotiheys ja palojen laajuus ei ehkä Etelä-Suomessa ole koskaan ollut niin suuri kuin Ruotsissa. Metsäpalot eivät myöskään ole ainoa häiriödynamiikkaa ylläpitävä tekijä. Tosin se lienee ollut metsissämme yleisin laaja-alaisten puustotuhojen syy.



*Kuva 12. Malli, jossa talousmetsää käsitellään ekologisesti kestävin periaattein, monimuotoisuus ja sitä ylläpitävät prosessit säilyttään. A = luontaisen sukkessiokierron alue, B = avohakkuiden alue, jossa säilytetään metsän rakenteellinen monimuotoisuus (liekopuut, kannot, yhteydet), C1 = valikoivat hakkuut, joissa suojaava puustokerros säilytetään ja C2 = normaalia pidempi kiertoaika (Angelstam & Arnold 1993).*



## 6 SUOJELUMETSIIEN ENNALLISTAMINEN

### 6.1. Yleistä

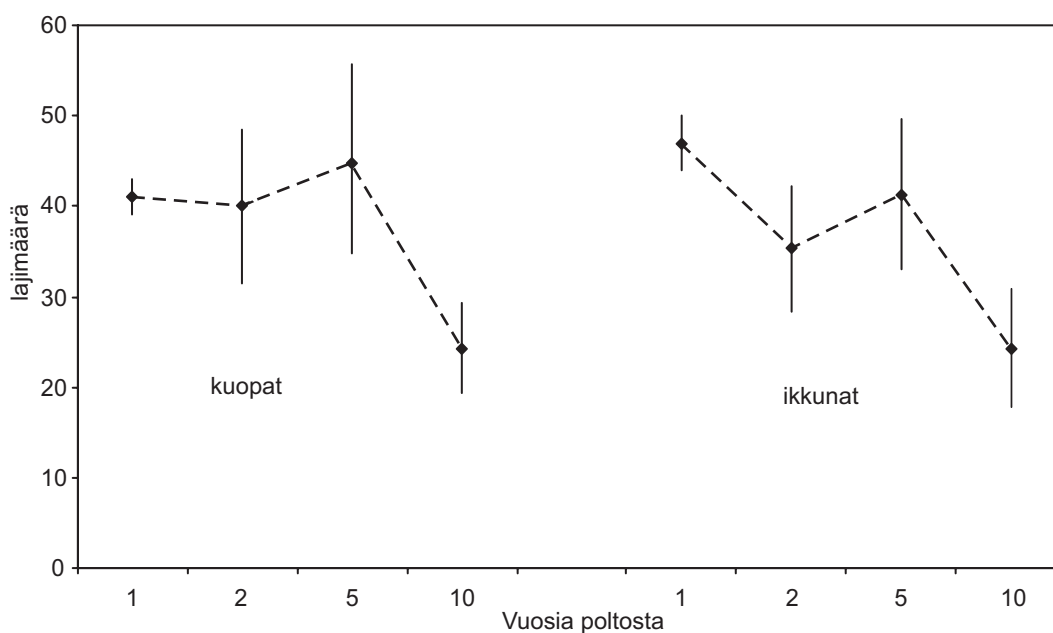
On ennustettu, että pääosa ekologiaaltaan vaateliaista vanhojen metsien lajeista häviää Etelä-Suomesta. Laji häviää kun häviämisen kynnyksarvo alitetaan, tai viiveellä sen jälkeen, kun ympäristön tila on laskenut alle kynnyksarvon (I. Hanski, metsiensuojeluseminaarin esitelmä 9/1999). Aikaviiveen huomioiminen ennallistamistoimenpiteiden suunnittelussa on tärkeää.

Lajit sietävät satunnaisia häiriöitä eri tavoin. Lajimäärän kasvaessa häiriöiden seurauksena syntyy kilpailutilanne, jossa vaateliaat metsälajit saattavat taantua yleisempien avomaalajien (talousmetsien generalistilajit) tieltä. Yksilötasolla häiriöherkkyyden arviointi on silkkää arvailua, koska tutkimuksia ei juuri ole. Ennallistamistoimenpiteet tulee kuitenkin kohdistaa vain poikkeustapauksissa suoraan lajitasolle, koska riittävän kontrolloitujen häiriöiden tuottaminen on vielä pitkään vaikeaa. Käytännössä muutos kohdistuu kuitenkin suoraan yksilöihin, muuttaa lajien elinympäristön rakennetta ja luo onnistuessaan uusia 'lokerointeja' uusille lajeille.

Pienialainenkin muutos vaikuttaa moniin eliöryhmiin sekä ympäristön biotiin ja abiootiin muuttujiin. Aiheutetun häiriön seurauksena metsien tärkeä elinympäristömuuttuja, mikroilmasto, muuttuu johonkin suuntaan. Puustorakenteeseen tehtävät muutokset vaikuttavat aina pienilmaston kosteussuhteisiin. Puuston kuollessa sen vettä sitova ja haihduttava vaikutus häviää ja se osaltaan lisää paikallisesti maaperän kosteutta. Se suosii sukkessiokehityksessä erilaisten eliöyhteisöjen kehittymistä. Ilmiö on havaittavissa nuorten taimikoiden metsäkoneiden uriin kehittyneissä rakkasammallaikuissa ja soiden ennallistamisalueilla, joissa kehitys johtaa varsin pian ainakin osittaiseen palautumiseen su ekosysteemin suuntaan. Kivennäismailla muutoksen eteneminen on todennäköisesti hitaampaa.

Yhteisötasolle kohdennettu täsmäennallistaminen on tavoite, johon kokeellisen toiminnan tulisi antaa parempia menetelmiä. Esim. eri tilanteisiin sopivien kulutusmenetelmien kehittäminen saattaisi antaa toivottavaa tekohengitystä harvinaisille metsäselkärangattomille. Mm. Lammin Evolla 'tuoreilta' metsänhoidollisesti kulotetuilta alueilta tavattiin useita uhanalaisia kovakuoriaislajeja (kuva 13).

Metsän kaikkien keskeisten eliöryhmien tilan samanaikainen parantaminen ei liene mahdollista. Aluekohtaisesti tulisi priorisoida ne ryhmät, joiden ympäristövaatimuksia parannetaan. Valintakriteerinä tulisi olla lajien levinneisyyden palauttaminen alkuperäisen kaltaiseksi. Kunkin alueen osalta tulisi määritellä tavoitetasot ja toiminnan aikajänne. Yhteisötasolla on huomioitava, ettei häiriöympäristöistä saa tulla vallitseva ympäristötyyppi, vaan toimenpiteet kohdistuvat kerrallaan korkeintaan muutamaan kymmeneen prosenttiin koko alueen pinta-alasta.



Kuva 13. Metsänhoidollisesti kulotettujen alueiden kovakuoriaislajiston esiintyminen ja vaihtelu Lammin Evolla vuonna 1995 1, 2, 5 ja 10 vuotta poltosta (erilliset alueet). Tummat ruudut ovat kuoppapyödyksiä ja avoimet ikkunapyödyksiä (Tukia ym. julkaisematon).

Pitkällä tähtäimellä suojelualueverkkoa tulisi kehittää siten että suosittavalle lajistolle/ryhmille luodaan suurempia yhtenäisiä alueita ja potentiaalisia leviämisteitä 'metsälaikusta' toiseen. Alueiden tulisi lajiston lisäksi sisältää riittävä metsäelinympäristöjen kirjo aina karuista metsäkasvillisuustyypeistä reheviin. Lisäksi alueiden lahoppu- ja (mahdollinen) palojatkumo tulisi turvata pitkällä aikavälillä.

Alustavat havainnot ennallistamisen vaikutuksista lyhyellä aikavälillä (vuosina 1995–1998) mm. pienaukottamalla, puustoa vaurioittamalla ja lahoppumäärää lisäämällä ovat lupaavia (Tukia 2000). Lentävien kovakuoriaisten lajimäärä Seitsemisessä kasvoi välittömästi pienaukkojen teon jälkeen 4,5-kertaiseksi. Maaperäkuoriaisten lajimäärä säilyi aiheutetun häiriön jälkeen suurinpiirtein samansuuruisena. Samoin on käynyt Liesjärvellä ennallistetulla puustoisella suolla. Ojien tukkimisen ja pohjaveden tason palautumisen jälkeen kivennäismaiden kovakuoriaislajisto on voimakkaasti taantunut ja korpien luontainen lajisto on palannut takaisin alueelle. Aika näyttää, kuinka kauan palautetut piirteet ja lajit säilyvät, ja käynnistyykö halutunkaltainen sukkessio. Tutkimuskohteissa on havaittu selviä viitteitä tähän suuntaan.

Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietinto (2000) esittelee seitsemän eteläsuomalaisen alueen ennallistamistarpeen arvioinnin tuloksia. Ennallistamista ehdottomasti vaativien kuvioiden osuus on keskimäärin 20–30 %. Joillakin alueilla, kuten Seitsemisen kansallispuistossa, se on korkeampi (49 %), kertoen puiston talousmetsätaustasta. Varsinaisten luonnontilaisten tai niiden kaltaisten metsien osuus tarkastelluilla suojelualueilla on pieni, 0–6 % tar-

kasteltujen metsätalouskuvioiden kokonaismäärästä. Suuresta osasta suojelualueita ei ole toistaiseksi ennallistamistarpeen tai -potentiaalin arvioimiseksi vaadittavia puustotietoja. Niiden kerääminen olisi aloitettava valtakunnallisen ennallistamistarpeen arvioinnin pohjaksi.

## 6.2 Tavoitteet

Suojelualueiden metsäluonnon ennallistamisessa on tärkeintä jäljellä olevien vanhojen metsien ytimien puskuroiminen ja niiden laajentaminen, sekä erillisten metsäalueiden yhdistäminen laajemmiksi ekologisiksi kokonaisuuksiksi. Alueellisia metsäkokonaisuuksia tarvitaan lähinnä suurilla (yli 10 km<sup>2</sup>) suojelualueilla. Suurien alueiden etuna on se, että niiden luonnontilan vaihtelu sisältää yleensä jo luontaisestikin enemmän vaihtelua kuin pinta-alaltaan pienempi. Monimuotoisuuden kannalta puustorakenteeseen tulisi sisältyä myös nuorempaa puustoa kasvavaa metsää ja tuoreita häiriöalueita.

Uhanalaisten lajien elinkyvyn turvaaminen aluetasolla on yksi ennallistamisen tärkeimpiä tehtäviä. Toinen pitkällä aikavälillä keskeinen ongelma on elinympäristöjatkumoiden säilyttäminen. Lahoavat ja kuolevat puut ovat tässä suhteessa keskeinen luonnonmetsän elementti, jota pitäisi löytyä riittävästi kaikilta suojelualueilta. Lisäksi ennallistamisen tarpeellisuuden ja kiireellisyyden arvioinnissa on otettava huomioon mm. suojelualuekohtaisten hoito- ja käyttösuunnitelmien tavoitteet ja muut puustorakenteen hoitamiseen liittyvät seikat.

Useimmilla suojelualueilla ei ole tarkoituksenmukaista muuttaa puustorakennetta ja lajistoa nykyisten kuusivaltaisten vanhojen metsien kustannuksella. Ilmasto on viimeiset parituhatta vuotta suosinut erityisesti kuusta. Myös metsätalous on viimeisen parinsadan vuoden aikana suosinut havupuita lehtipuiden kustannuksella. Nuoremmatkin suojelumetsät muuttuvat kuusivaltaisiksi luontaisten prosessien kautta muutaman puustosukupolven kuluessa. Tämä tapahtuu sillä edellytyksellä, että makroilmastossa ei tapahdu mitään olennaisia muutoksia varsinkaan lämpimämpään suuntaan. Ilmaston lämpenemisen vaikutuksia pääpuulajiemme runsauksiin ja lukusuhteisiin voidaan ainoastaan arvailla. Joka tapauksessa boreaalisen metsän historiassa lyhyet, vuosikymmeniä kestävät poikkeukselliset kaudet näkyvät nyt ja tulevaisuudessa selkeinä kohortteina (ikäluokkina) puustorakenteessa.

Ennallistamisella muutetaan hetkellisesti luonnon sukkessiokehityksen kulkua. Sillä joko katkaistaan kehitys tai pysäytetään se hetkellisesti johonkin tiettyyn tilaan tai elinympäristön rakenteeseen. Ennallistamisen tavoitteena on palauttaa metsiin rakennepiirteitä ja pidemmällä aikavälillä palauttaa sen kehittymiselle välttämättömiä prosesseja (taulukko 7). Se tapahtuu sekä metsikkö- että aluetason mittakaavassa. Laajemman tason tavoitteet vaativat pidempiä ajanjaksoja. Ennallistamisella ei voida nopeuttaa luonnon oman sukkessiokehityksen kulkua. Luonnon oma vaihtelu luo kehityksen ennallistamisen vaikutuksille. Häiriöluonnon uuden suunnan kehittymisen tarkkaa aikataulua on mahdotonta arvioida.

*Taulukko 7. Metsikkö- ja aluetason rakennepiirteitä ja prosesseja, joita ennallistamisella pyritään palauttamaan, Etelä-Suomen.. .2000:n mukaan. Rakenne kuvaa metsän tilaa tietyssä hetkenä, prosessi viittaa ajassa tapahtuvaan häiriö- ja sukkessiodynamiikkaan.*

---

#### PALAUTETTAVAT RAKENNEPIIRTEET

---

Metsikön mittakaavassa:

Vanhat puut, erityisesti lehtipuut  
 Katkenneet ja kallistuneet puut, kolopuut  
 Puut, joissa on runsas lahoppulajisto  
 Monipuolinen maalahoppuusto, erityisesti järeät lahoppuut  
 Pystyyn kuolleet puut (kelot)  
 Palaneet elävät ja kuolleet puut  
 Juuripaakut ja laikut  
 Sekapuustot (mänty, kuusi ja lehtipuut)  
 Rakenteeltaan ja lajistoltaan monipuolinen alikasvos  
 Puuston monikerroksinen latvusrakenne  
 Puuston eri-ikäisrakenteisuus  
 Veden korkeuden suhteen erilaisten pintojen mosaiikki

Alueellisessa mittakaavassa:

Luontainen elinympäristölaikkujen kokojakauma  
 Luontainen nuorten sukkessiovaiheiden (palo) määrä ja kokojakauma  
 Luontainen maiseman kytkeytyneisyys  
 Luontaiset reuna- ja vaihettumisvyöhykkeet

---

#### PROSESSEJA, JOIDEN JATKUVUUS PYRITÄÄN TURVAAMAAN

---

Metsikön mittakaavassa:

Pienialaiset aukkohäiriöt  
 Pienialaiset maaperähäiriöt  
 Palonjälkeiset sukkessiot  
 Muiden häiriöiden jälkeiset sukkessiot  
 Luontainen puuston sukkessio ja itseharveneminen  
 Monimuotoiset lahoamissukkessiot  
 Soiden luontaiset sukkessiot

Alueellisessa mittakaavassa:

Luontaisen kaltainen palodynamiikka  
 Luontainen nuorien lehtipuuvaltaisten sukkessioiden määrä ja tilajakauma  
 Luontainen vanhojen sukkessioiden määrä ja tilajakauma  
 Luontainen palamattomien kulonkiertämien määrä ja tilajakauma  
 Luontainen aluetason dynamiikka ja tilajakauma  
 Luontainen soiden hydrologia

---

Verrattain yksinkertaisin toimenpitein pystytään **lyhyellä aikavälillä** luomaan suojelualueille tuoreita häiriöympäristöjä. Puustoa voidaan polttaa, vaurioittaa ja tappa hitaasti, mutta ekologisesti merkittävää pitkälle lahonnutta lahoppuuta syntyy 0–15 vuoden viiveellä. Uusi lahoppuaines on pääosin pieniläpimittaista, ja sen ekologinen merkittävyys lajeille on epäselvä. Lehtipuuston kehittyminen vaatii minimissään muutaman vuosikymmenen.

**Keskipitkällä aikavälillä** (15–50 vuotta) saadaan takaisin metsäkirjoon nuoret häiriöalueet, monipuolinen pienikokoinen lahoppuaines ja etenevä sukkessio. Pienaukottamisen seurauksena syntynyt lahoppuaines on pienikokoista ja laadultaan yksipuolista. Ennallistavalla kulotuksella sukkessio palautuu alkuvaiheeseen. Säästämällä ja suojaamalla palossa osa suuremmista puista saadaan mahdollisesti luotua tulevaisuuteen uusi ylispuusukupolvi. Polttotekniikoita kehittämällä voidaan polttaa kuvioita epätasaisesti luonnontilaa paremmin jäljitellen.

**Pitkällä aikavälillä** (50–125 vuotta) puustorakenne kehittyy luonnontilaiseen suuntaan, puusto monipuolistuu. Puustossa on järeämpiä puuyksilöitä ja lahoppuita. Varsinaisten luonnonmetsille tyypillisten uniikkien rakenteellisten piirteiden, kuten monikerroksellisuuden ja satunnaisten, eri ikäisten häiriöympäristöjen syntyminen vaatii kuitenkin useiden satojen vuoden kehitystä.

Ennallistamisen kannalta ongelmallisinta on monipuolisen puustorakenteen vaatima pitkä aika. Suurten puiden kehittyminen kestää satoja vuosia. Lämpimältä suuren lahoppuun kehittymiseen kuluu vielä vähintään toistasataa vuotta lisää. On ehkä toiveajattelua koettaa vaikuttaa puuston kerroksellisuuteen suoraan ennallistamistoimenpiteillä. Eirakenteisissa ja vanhoissa siemenpuuasentoon hakatuissa metsissä tulee säilyttää vanhemman sukupolven puita, koska näin säästetään huomattavasti aikaa. Sukkessiokehityksessä em. piirteet syntyvät häiriöiden pirstomiin ja kuvioimiin metsiin Etelä-Suomessa ehkä 500 vuodessa, pohjoisempana vieläkin pidemmällä aikajänteellä.

Puulajisuhteiden luontaiset pitkän aikavälin muutokset ovat vain arvailujen varassa. Ilmaston kylmeneminen tai lämpeneminen muuttaa puulajisuhteita ja lajien levinneisyyksiä. Populaatioiden väliset yhteydet tulee pystyä turvaamaan myös suojelualueita ympäröivillä metsätalousalueilla. Elinympäristöjatkumoiden pysyvyys on turvattava paitsi ennallistamalla, myös sallimalla luontaiset häiriöt. Luonnonpalojen tulisi mahdollisuuksien rajoissa antaa polttaa suojelualueidenkin metsiä, eikä häiriöalueiden puustoa tulisi poistaa metsätuhoriskiä vedoten. Suojelualueiden tulisi toimia lajien leviämistä ja uusia elinympäristöjä säilyttävänä verkkona, jossa lajien saavunta ja häviäminen ovat pitkällä aikavälillä tasapainossa.

Puustorakenteen kehittämisessä suojelualueiden tulee toimia itseriittoisina kokonaisuuksina, siten että niissä pystytään säilyttämään alueen lajiston sisältävät elinympäristötyypit, mm. vanhat metsät. Suojelualueiden ennallistamisessa on kiinnitettävä huomiota alueiden laadullisiin ominaisuuksiin enemmän kuin pelkän pinta-alan kasvattamiseen. Suojelualueet tulee puskuroida ympäristön talo-

usmetsien lajiston levittäytymiseltä käyttämällä mm. ennallistamista ympäröivissä metsissä. Toisaalta ekologisten yhteyksien (ekologiset käytävät) ja alueen sisällä olevien arvokkaiden metsälaikkujen yhteyden säilyttäminen on tärkeä ennallistamisen tavoite. Pitkällä tähtäimellä tulee yhtenäisten metsäalueiden pinta-alaa pystyä kasvattamaan suojelualueiden sisällä. Tällainen suunnitelma sisältyy mm. Seitsemisen kansallispuiston ennallistamissuunnitelman tavoiteosaan (Jaakkola 1998). Ennallistamisen täytyy tapahtua maaston luonnollinen kuviomaisuus (suo-metsäkirjo) ja vaihtelu säilyttäen ja metsätalouden luomat kuviorajat häilyttäen.

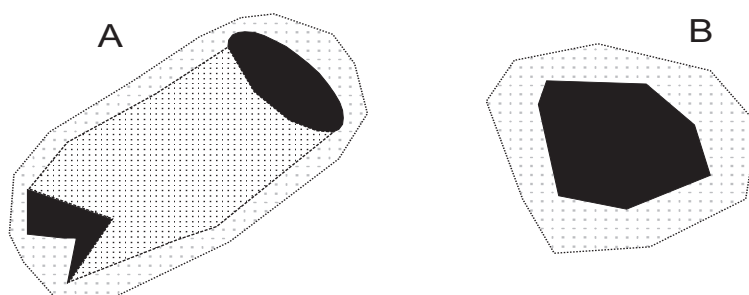
### 6.3 Menetelmät

Taulukossa 8 on esitetty suojelualueiden metsien ennallistamisen keskeisimmät menetelmät sekä tavoitteet joilla niihin pyritään, ESSU 2000:n mukaan.

*Taulukko 8. Metsäekosysteemin ennallistamisen menetelmiä ja tavoitteita.*

Menetelmä	Tavoite
Metsän poltto	Lämpimien avointen alueiden tuottaminen Hiiltyneen puuaineksen tuottaminen Lahopuun lisääminen ja lahopusukcession käynnistäminen Nuorten suknessiovaiheiden luominen Lehtipuuvaltaisen sukcession käynnistäminen Metsän rakenteellisen monimuotoisuuden lisääminen
Pienaukkohakkuut	Pienialaisten nuorten suknessiovaiheiden luominen Lehtipuusekoituksen lisääminen Metsän rakenteellisen ja lajistollisen monimuotoisuuden lisääminen Lahopuun lisääminen ja lahopusukcession käynnistäminen
Puiden vaurioittaminen	Lahopuun lisääminen ja lahopusukcession käynnistäminen Metsän rakenteellisen monimuotoisuuden lisääminen Maaperähäiriöiden aikaansaaminen
Teiden metsittäminen	Maiseman kytkeytyneisyyden parantaminen Luontaisen hydrologian palauttaminen
Pohjaveden pinnan nostaminen	Soiden ennallistaminen Lahopuuston lisääminen puustoisilla soilla Maisemarakenteen ennallistaminen
Tulvitus	Luontaisen tulvodynamiikan matkiminen Tulvametsien palauttaminen Lahopuuston lisääminen
Lajistosiirrot	Luontaisen lajiston palauttaminen

Etelä-Suomessa tyypillinen metsäsuojelualue on kooltaan pieni (kymmeniä hehtaareja). Joillakin niistä on ytimenään vanha tai varttunut metsä – pääosin metsät ovat nuoria ja keski-ikäisiä. Osassa vanhoja metsiä on piirteitä aikaisemmasta metsätalousvaiheesta. Arvokkaiden ytimien pinta-alaa tulisi kasvattaa reunavaiikutuksen vähentämiseksi. Sitä voidaan vähentää myös poistamalla kuviota hankovat tieurat. Kiireellisintä olisi ennallistamalla pyrkiä yhdistämään erillisiä vanhan metsän saarekkeita suuremmiksi metsäkokonaisuuksiksi so. mantereiksi (kuva 14).



Kuva 14. Ennallistamisen kannalta kiireellisimmät kohteet: a) pienten ja eristyneiden vanhan metsän saarekkeiden (tummat alueet) yhdistäminen ja b) vanhojen metsän pinta-alan kasvattaminen ja puskurivyöhykkeen luominen.

### 6.3.1 Puustorakenteen monipuolistaminen

Suojelualueiden puustorakenne on Etelä-Suomessa yleensä varsin yksipuolinen. Se kuvastaa varsinkin nuorempien kansallispuistojen talousmetsätaustaa. Yksipuoliset, havupuuvaltaiset metsät tulisi monipuolistaa pienaukottamalla ja vaurioittamalla kuviodien puustoa. Samalla lisätään valoisuutta, joka edistää lehtipuiden leviämistä alueelle. Varsinkin suuret, yli kymmenien hehtaarien yhtenäiset taimikot tulisi monipuolistaa ennallistamalla. Tavoitteet voisivat olla erisuuntaisia eri osissa maata. Kohteita löytyy runsaasti lähes kaikilta suojelualueilta.

Puustorakennetta tulisi pystyä pitkällä aikavälillä monipuolistamaan siten, että osa alueen tasaikäisistä kuusivaltaisista metsistä (jos em. tyyppjä on kymmeniä prosentteja alueen pinta-alasta) pyritään joko pienaukottamalla ja/tai vaurioittamalla palauttamaan sukkession alkuvaiheeseen. Tällä edistetään erityisesti lehtipuuston kehitystä. Nuorten sukkessiotyyppien osuus kokonaispinta-alasta liittyy olennaisesti luontaiseen häiriödynamiikkaan ja häiriötiheyteen alueella. Tulvaisuudessa on harkittava, tarvitaanko ja missä määrin tällaisia elinympäristötyyppejä suojelualueiden metsissä.

Palojen käyttöä tulee suosia metsärakenteen monipuolistamisessa, erityisesti kohteissa, joiden lähistöllä on oletettavasti palonvaatija ja -suosijalajeja, joiden voidaan arvella leviävän tuoreille häiriöalueille. Toisaalta palot tulisi keskittää suurimmille suojelualueille (kansallispuistot ja muut erityisalueet). Polttaminen

tulisi suorittaa siten että alueellinen palojatkumo eri tavoin paloihin reagoivilla lajeilla/ryhmillä säilyy. Tämä tarkoittaa paikallisesti muutamaa puustoineen poltettua aluetta vuosikymmenessä. Pinta-alaltaan pienillä alueilla palojatkumon luominen ei ole ekologisesti kestävällä pohjalla. Luontaisen kaltaisen sukkession alkuvaiheiden luomisessa palot ovat keskeisessä asemassa. Tässä suhteessa palojen käyttöä tulisi lisätä.

### 6.3.2 Kuoleva ja lahoava puuaines

Lahopuusto puuttuu käytännössä lähes kokonaan aiemmin talousmetsinä hoidetuilta alueilta. Puustoon on vaurioittamalla ja kaatamalla luotava riittävä lahopuuresurssi. Keinotekoisesti luotu lahopuuaines voi sijaita muutamassa pisteessä kuviolla siten että paikallisesti lahoppuun määrä olisi korkea. Itseharveneminen tuottaa itseksensä ikääntyvässä metsässä vähitellen kuolevaa pystypuuta. Puulajien erilaiset lahoamisominaisuudet tulisi mahdollisuuksien mukaan ottaa huomioon puustoa vaurioitettaessa.

Taulukko 9. Luontaiset boreaalisen havumetsän puulajit ja niiden ennallistamisessa keskeiset ominaisuudet. Vaihe = sukkession vaihe, jossa puu luontaisesti esiintyy (p = pioneeri, k = kliimaks).

Laji	Lat. nimi	Vaihe	Maksimi elinikä (v)	Lahoamisnopeus	Muita ominaisuuksia
Kuusi	<i>Picea abies</i>	k	250–400	hidas	Paloherkkä
Mänty	<i>Pinus sylvestris</i>	p (k)	700–800	hyvin hidas	Palonkestävä
Haapa	<i>Populus tremula</i>	p	130	elävä laho, nopea	muista emäksisempi
Hieskoivu	<i>Betula pendula</i>	p	150	nopea	Yleislaji
Rauduskoivu	<i>Betula pubescens</i>	p	150	nopea	Yleislaji
Pihlaja	<i>Sorbus aucuparia</i>	p	120	nopea	Vesominen
Tuomi	<i>Prunus padus</i>	p	100	nopea	Vesominen
Tammi	<i>Quercus robur</i>	p	400	elävä laho	Pitkäikäinen
Harmaaleppä	<i>Alnus incana</i>	p	100	hyvin nopea	Nopeakasvuinen
Tervaleppä	<i>Alnus glutinosa</i>	p	120	hyvin nopea	Nopeakasvuinen
Vuorijalava	<i>Ulmus glabra</i>	p	400–500	hidas	Pitkäikäinen
Metsälehmus	<i>Tilia cordata</i>	p	1000	elävä laho	Pitkäikäinen
Kynäjalava	<i>Ulmus laevis</i>	p	400–500	hidas	Harvinainen
Vaahtera	<i>Acer platanoides</i>	p	200	nopea?	kova puuaines
Saarni	<i>Fraxinus excelsior</i>	p	300	elävä laho	Harvinainen
Raita	<i>Salix caprea</i>	p	150	elävä laho	kosteat painanteet

Lahoppuun määrä on luonnontilaisissa metsissä nykypäivän talousmetsiin verrattuna hyvin suuri, Etelä-Suomen kuusivaltaisissa metsissä jopa yli 100 m<sup>3</sup>/ha. Talousmetsissä ja jopa suojelualueilla lahoppuun määrä on yleensä korkeintaan 10 m<sup>3</sup>/ha. Mäntyvaltaisissa ja karummissa metsissä lahoppuuta on luontaisesti vähemmän ja sen määrä on pienempi myös Pohjois-Suomessa (Siitonen 1994a, 1998 ja siinä olevat viitteet, Tukia 2000). Tärkeintä olisi pyrkiä luomaan lahoppuuta



alueiden yleisimmistä puulajeista (yleensä mänty, kuusi, koivu). Vähälukuisten puulajien osalta (varsinkin lehtipuut) luontainen lahoaminen tuottanee riittävästi lahoppuuta – lukuunottamatta haapaa, johon tulee kiinnittää erityishuomio sitä suosivan poikkeuksellisen lajiston vuoksi (Siitonen 1999).

Vaurioittamisessa tulisi kiinnittää erityishuomio tulevan lahoppuuston monipuolisuuteen. Tulisi käyttää erilaisia menetelmiä, jotka tuottavat eri nopeudella ja eri tavoin lahoavia runkoja. Runkojen sijoittelussa tulee huomioida myös lahoppuulla elävien lajien mikroilmastovaatimukset. Monet niistä (kovakuoriaiset, lahottajasienet) vaativat kosteaa ja varjoisaa ympäristöä. Toiset suosivat paahteisia runkoja.

### **6.3.3 Uhanalaiset lajit**

Osa metsien uhanalaisesta lajistosta on erikoistunut johonkin tiettyyn piirteeseen, jota tavataan nykyään pelkästään vanhoista metsistä. Monet näistä lajeista eivät todennäköisesti pysty elämään vanhojen metsien ulkopuolella. Erityisarvo ennallistamisen suunnittelussa tulisikin olla vanhojen metsien lajeilla. Ne kuuluvat maamme luontaiseen eliölajistoon.

Lajien suojeleminen tulee ymmärtää tässä laajasti sekä yksittäisiä lajeja, niiden populaatioita että elinympäristöjä tarkoittavana toimintana. Lajistotietomme vanhojen metsien lajeista, jopa suojelualueilta ovat puutteellisia. Uusia esiintymiä tulee esiin aiemmin tarkkaankin tutkituilta alueilta, kokonaan uusia populaatioita löydetään ja aikaisemmat havainnot tarkentuvat. Toisaalta nykykehityksen seurauksena on odotettavissa, että vanhan metsän lajit häviävät pieniltä alueilta. On vaikea ennustaa, pystytäänkö voimakkaalla ennallistamisella vaikuttamaan vääjäämättä etenevään vanhan metsän lajiston katoamiseen Etelä-Suomesta.

Lajien katoaminen tai väheneminen alueellisesti voi olla seurausta ympäristön metsätaloustoiminnasta tai sen välillisesti aiheuttamista rakenteellisista muutoksista. Paikallispopulaatio saattaa hävitä myös satunnaisen häiriön aiheuttamana. Ennallistamisen tehtävänä on luoda lajeille potentiaalisia ympäristöjä nykyisten esiintymien läheisyyteen, lajien leviämiskyky huomioiden.

Yksi tärkeimmistä uhanalaisten metsälajien uhkatekijöistä on sopivan lahoppuun puute. Tämä koskee Etelä-Suomessa talousmetsiä, mutta myös suurta osaa suojelualueista. Ennallistamisella voidaan lyhyellä aikavälillä palauttaa metsiin sieltä kadonnut lahoppu – ainakin määrällisesti. Uhanalaisten esiintymien läheisyydessä tulee aina noudattaa erityistä varovaisuutta. Varsinkin järeiden, pitkälle lahonneiden puiden lajeille on hyvin hankalaa saada sopivaa elinympäristöä vielä vuosikymmeniin. Lahoppuuta voidaan siirtää, jopa lajeineen suojelualueille, mutta siirtoihin liittyy paljon ratkaisemattomia ongelmia. Siirrettyjen puiden ominaisuudet ja metsän mikroilmasto eivät ole ehkä soveliaita erikoistuneille lajeille.

Osa harvinaisista ja uhanalaisista lajeista pystyy elämään ainakin rajoitettuja aikoja myös metsänhoidon muuttamalla alueilla esim. päätehakkuun jälkeen. Täl-

laisten lajien kannalta on tärkeää, että sopivia metsiä on saavutettavissa niiden potentiaalisen leviämiskyvyn rajoissa. Jos ne puuttuvat alueelta, niitä on pyrittävä luomaan ennallistamalla. Laajempia metsäelinympäristöalueita vaativille lajeille (linnut, nisäkkäät) ei suojelualueiden pinta-alat tule koskaan riittämään: niiden säilymisen lisääntyvinä kantoina riippuu siitä, millaisia ovat suojelualueita ympäröivät metsätalousalueet

### **6.3.4 Metsäkokonaisuudet**

Suurempien metsäkokonaisuuksien (mantereiden) luominen on keskeinen tavoite Etelä-Suomen metsien suojelussa. Ympäristöministeriö (1994) esitti muutamia alueita, joille alustavasti ehdotettiin metsämantereiden perustamista. Suurempien metsäkokonaisuuksien luominen on nyt aivan yhtä ajankohtaista kuin silloin. Laajempia yhtenäisiä alueita vaativien lajien, kuten metson ja petolintujen kannat ovat huolestuttavalla tavalla kutistuneet Etelä-Suomessa. Suunnittelultaan ja hoitotavoitteiltaan yhtenäisten alueiden perustaminen valtion ja ympäröivien yksityismaiden varaan on kuitenkin toistaiseksi mahdotonta. Keskeinen suojeluvastuu varttuneita metsiä ja häiriöluontoa vaativien lajien osalta on vielä pitkään valtion suojelualueilla.

## **7 ENNALLISTAMINEN JA EKOLOGINEN TUTKIMUS**

Suojelualueiden ennallistaminen on osa uutta luonnonsuojelukulttuuria. Siirtyminen passiivisesta suojelualueiden rajaamisesta aktiiviseen alueiden ja kokonaisten ekosysteemien tilan palauttamiseen ei ole helppoa ja yksinkertaista. Tutkimuksen tehtävänä on selvittää, millaisin menetelmin ennallistamista tulisi toteuttaa. Ennallistamistutkimus jatkaa osaltaan suomalaisen metsä- ja elänekologisen tutkimuksen perinteitä, käyttäen hyväkseen valtakunnallisesti hyvää lajistotietoa ja erityisesti metsäeliöiden ekologian jatkuvasti parantuvaa tietämystä.

Vertailukelpoisten ennallistamiskokeiden aloittaminen on välttämätöntä, koska yksittäisen toimenpiteen vaikutusten yleistettävyyden on heikko. Sopivan tutkimusverkon luominen ennallistamiskohteista ja -tavoista olisi ensimmäinen askel. Suojelualueilla olisi kiireellisesti aloitettava systemaattinen ennallistamistarpeen selvitys. Vain siten saataisiin selville ne laadulliset puutteet, joita suojelualueverkossamme on. Vastikään valmistuneet Suomen lajien uhanalaisuus 2000 (Uhanalaisten... 2000), Etelä-Suomen metsien suojelutarpeen arviointi (Etelä-Suomen... 2000) ja valmistuva Suojelualueverkon edustavuuden tarkastelu (SAVA) antavat hyvän pohjan em. työlle.

Suojelualueilla käynnistetyistä ennallistamiskokeista saadaan 5–10 vuoden kuluessa suuntaviivoja yksittäisten ongelmien ratkaisuihin (Tukia 2000). Tulokset kertovat enemmän paikallisten muutosten etenemisestä lyhyellä aikavälillä kuin pidemmän aikavälin kehityslinjoista. Itse muutoksesta laji- ja yhteisötasolla ne antavat vain lukusuhteiden ja havaintojen määrän muutoksen. Pitkän aikavälin ennusteita varten tutkimusta tulee jatkaa; suunnitelmallisesti seurataan muuttu-

van luonnon piirteitä vakoiduilla menetelmillä samoissa kohteissa 5–10 vuoden väliajoin.

Hyviä yleistyksiä ja yksinkertaisia käytäntöön sovellettavia vastauksia kokonaisten elinympäristöjen ja metsäalueiden ennallistamiseen ei ole ehkä koskaan saatavissa. Silti ilman oikeassa mittakaavassa suoritettua tutkimusta ennallistaminen on vain paikallista toimintaa ilman yhtenäisiä linjoja, kehitysmahdollisuuksia ja toiminnan kontrollointia. Tiedon ollessa rajallista hätäisyydellä saataan aiheuttaa peruuttamattomia muutoksia metsäluontoon.

Uudet metsäkäsittelymenetelmät (Hallman ym. 1996) muuttanevat metsiämme ekologisesti kestävämpään suuntaan, joskin ohjeelliset ja maastossa mitatut laho- ja jättöpuumäärät (Maa- ja metsätalousministeriö 1997) ovat monimuotoisuuden kannalta riittämättömiä. Emme toistaiseksi tiedä juuri mitään uusien hakkuumenetelmien paremmuudesta vanhaan avohakkuumenetelmään verrattuna. Joitakin vertailevia tutkimuksia on käynnistetty erilaisten hakkuumenetelmien käytöstä valtion metsissä (Raivio 1995, 1997). Tämänkin tutkimuksen jatkaminen tulevaisuudessa on välttämätöntä kehitettäessä metsätaloustoimintaa ekologisesti kestävämpään suuntaan. Tuloksia voidaan odottaa puustorakenteen osalta kuitenkin vasta vuosikymmenien kuluttua.

## **8 KIITOKSET**

Ennallistamisprojektin ohjausryhmän ajatukset ja korjaukset ovat merkittävästi vaikuttaneet julkaisun syntyyn, rakenteeseen ja sisältöön. Käytännön ennallistamistyössä, toimenpiteiden suunnittelussa ja tutkimuksessa on opittu kantapään kautta paljon tärkeitä asioita. Haluan kiittää Suomen Ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön tutkijoita miellyttävän ja kannustavan työilmapiirin luomisesta.

## LÄHTEET

- Aapala, K. & Lindholm, T. 1999: Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 95. 154 s.
- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968: Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. – *Annales Botanici Fennici* 5:169–211.
- Allen, E.B., Covington, W.W. & Falk, D.A. 1997: Developing the conceptual basis for restoration ecology. – *Restoration Ecology* 5 (4):275–276.
- 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.
- Angelstam, P. 1992: Conservation of communities – the role of edges, surroundings and mosaic structure in man-dominated landscapes. – Teoksessa: Hansson, L. (toim.), *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier, Lontoo. s. 9–70
- & Rosenberg, P. 1993: Aldrig, sällan, ibland, ofta. – *Skog & Forskning* 1/93:34–41.
- & Arnold 1993: Contrasting roles of remnants in old and newly impacted landscapes: lessons from ecosystem reconstruction. – Teoksessa: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Ehrlich, P.R. (toim.), *The reconstruction of fragmented ecosystems*. Surrey Beatty & Sons, Australia. NSW. s. 109–125.
- Angelstam, P. K. 1998: Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. – *Journal of Vegetation Science* 9:593–602.
- Annala, E. 1998: Uusittujen metsänkäsittelymenetelmien vaikutus uhanalaisiin lajeihin. – Teoksessa: Annala, E. (toim.), *Monimuotoinen metsä*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705:198–215.
- Aspi, J. & Helle, P. 1984: Ekologinen sukkessio. – *Luonnon Tutkija* 88:186–193.
- Beier, P. & Noss, R.F. 1998: Do habitat corridors provide connectivity? – *Conservation Biology* 12:1241–1252.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1986: *Ecology – individuals, populations and communities*. Blackwell Science Publications, Oxford. 876 s.
- Bell, S.S., Fonseca, M.S. & Motten, L.B. 1997: Linking restoration and landscape ecology. – *Restoration Ecology* 5 (4):318–323.

- Bernes, C. (toim.) 1994: Biological diversity in Sweden: a country study. – Swedish Environmental Protection Agency, Monitor 14. Solna. 280 s.
- Bonan, G.B. & Shugart, H.H. 1989: Environmental factors and ecological processes in boreal forests. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:1–38.
- Borg, P. & Ormio, H. 1978: Perustiedot kansallispuistoista. Ihanteet ja käytäntö. – WSOY, Porvoo. 113 s.
- Bradshaw, A.D. 1983: The reconstruction of ecosystems. – *Journal of Applied Ecology* 20:255–263.
- 1987: The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. – Teoksessa: Jordan, W.R.III, Gilpin, M.E. & Aber, J.D. (toim.), *Restoration ecology – a synthetic approach to ecological research*. Cambridge Univ. Press. UK. s. 53–74.
- Cairns, J. 1986: Restoration, reclamation, and regeneration of degraded or destroyed ecosystems. Teoksessa: Soule, M.E. (toim.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts. Sinauer. s. 465–484.
- Cajander, A.K. 1933: Tutkimuksia Etelä-Suomen viljelykuusikoiden kehityksestä. – *Communications Institutum Forestaliae Fenniae* 19(3):1–101.
- Chapin III, F.S., Walker, B.H., Hobbs, R.J., Lawton, J.H., Sala, O.E. & Tilman, D. 1997: Biotic control over the functioning of ecosystems. – *Science* 277:500–504.
- Clewell, A. & Rieger, J.P. 1997: What practitioners need from restoration ecologists. – *Restoration Ecology* 5(4):350–354.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. – *American Naturalist* 111:1119–1144.
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker, A.J.M. 1997: Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. – *Science* 277:515–522.
- Donner, J. 1963: The zoning of the post-glacial pollen diagrams in Finland and the main changes in the forest composition. – *Acta Botanica Fennica* 65. 40 s.
- Ehlers, J., Kozarski, S. & Gibbard, P.L. 1995: Glacial deposits in North-East Europe. – Rotterdam, A.A. Balkema. 626 s.
- Ehnström, B. & Waldén, H.H. 1986: Faunavård i skogsbruket – den lägre faunan. Skogstyrelsen, Jönköping. 351 s.

- Ehrenfeld, J.G. & Toth, L.A. 1997: Restoration ecology and the ecosystem perspective. – *Restoration Ecology* 5(4):307–317.
- Engelmark, O., Bradshaw, R. & Bergeron, Y. 1993: Disturbance dynamics in boreal forest. – Special features in vegetation science 3. Reprint from *Journal of Vegetation Science* 4(6):729–832.
- Eronen, M. & Haila, H. 1992: Itämeren kehitysvaiheet. Teoksessa: Alalammi, P. (toim.), *Geologia. Suomen Kartasto. Maanmittaushallitus, Helsinki. Vihkot* 123–126.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992: Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. – Teoksessa: Hansson, L. (toim.), *Ecological principles of nature conservation. Applications in temperate and boreal environments. Elsevier Science Publishers, London. s. 252–325*
- 1994: Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. – *Biological Conservation* 68:19–28.
- , P.-A. & Renhorn, K.-E. 1997: Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. – *Conservation Biology* 12(6):1307–1317.
- Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmä 2000: Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. – *Suomen Ympäristö* 437. Ympäristöministeriö, Helsinki. 283 s.
- Franklin, J.F. 1995: Why link species conservation, environmental protection, and resource management? Teoksessa: Jones, C.G & Lawton, J.H. (toim.), *Linking species and ecosystems. Chapman & Hall, New York. s 326–335.*
- Gray, A.N. & Spies, T.A. 1996: Gap size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *Journal of Ecology* 84:635–645.
- Grumbine, R.E. 1993: What is ecosystem management? – *Conservation Biology* 8(1):27–38.
- Haataja, V. 1993: Tuntsan palo ja suuri nokisavotta. – *Omakustanne, Salla. 48 s.*
- Haila, Y. 1995a: Monimuotoisuuden suojelun asettamat vaatimukset metsätaloudelle. Teoksessa: Hannelius, S & Niemelä, P. (toim.), *Monimuotoisuus metsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 564:23–42.
- 1995b: Natural dynamics as a model for management: is the analogue practicable? – Teoksessa: Sippola, A.-L., Alaraudanjoki, P., Forbes, B. & Hallikainen, V. (toim.), *Northern Wilderness Areas: Ecology, Sustainability, Values. Arctic Centre Publications* 7:9–26.

- Haila, Y., Kouki, J., Niemelä, J. & Niemelä, P. 1994: Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisissa havumetsissä: tutkimustuloksista käytännön suosituksiin. – Teoksessa: Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.), Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisissa havumetsissä, Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482:7–17.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996: Alue-ekologinen suunnittelu. – Metsätalouden julkaisuja 3/1996. 59 s.
- Hannelius, S. & Kuusela, K. 1995: Pohjoisen havumetsän maa. – Forssan kirjapaino, Forssa. 192 s.
- Hanski, I. 1997 : Biodiversiteetin katoaminen. – Duodecim 113:2411–2116.
- 1999 : Sukupuuttovelkaa on liikaa.– Artikkel. Helsingin Sanomat 9.1.1999. s. D1.
- , Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998: Ekologia. WSOY, Juva. 580 s.
- Hanski, I.A. & Gilpin, M.E. (toim.)1998: Metapopulation biology – Ecology, genetics, evolution. – Academic Press Inc. 512 s.
- Hansson, L. (toim.) 1992: Ecological principles of nature conservation. Applications in temperate and boreal environments. – Elsevier, London. 436 s.
- Harris, L.D. 1984: Fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. – University of Chicago Press, Chicago. 165 s.
- Harrison, S. & Bruna, E. 1999: Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? – *Ecography* 22:225–232.
- Heikinheimo, O. 1915: Kaskiviljelyn vaikutus Suomen metsiin. – *Acta Forestalia Fennica* 4(2):1–264.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. 1993: Moose (*Alces alces* L.) browsing in young Scots pine stands in relation to the characteristics of their winter habitats. – *Silva Fennica* 27(2):127–143.
- Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F 1992: Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. – *Conservation Biology* 6 (3):324–337.
- Hobbs, R.J. & Mooney, H.A. 1993: Restoration ecology and invasions. Teoksessa: Saunders, D.A, Hobbs, R.J. & Ehrlich, P.R. (toim.), The reconstruction of fragmented ecosystems. Surrey Beatty & Sons. NZ. s. 127–133.
- Hofgaard, A. 1993: 50 years of change in Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. – *Journal of Vegetation Science* 4:773–782.

- Huttunen, P. 1980: Early land use, especially slash-and-burn cultivation in the commune of Lammi, southern Finland, mainly using pollen and charcoal analysis. – *Acta Botanica Fennica* 113:1–45.
- Hörnberg, G., Zackrisson, O., Segerström, U., Svensson, B.W., Ohlson, M & Bradshaw, R.H.W. 1998: Boreal swamp forests. – *Bioscience* 48(10):795–802.
- Häyrinen, U. 1979: Salomaa. – Kirjayhtymä, Helsinki. 232 s.
- Ihamuotila, R. 1994: Hakkuualan sukkessio. – *Lutukka* 10:108–110.
- Jaakkola, S. 1993: Seitsemisen kansallispuiston kivennäismaiden kuviotiedot metsien luonnontilasta. Kuviolomakkeet, Metsähallituksen luonnonsuojelun arkisto, Vantaa.
- 1998: Seitsemisen kansallispuiston ennallistamissuunnitelma. Käsikirjoitus, Metsähallituksen luonnonsuojelun arkisto, Vantaa.
- 1999: Nuuksion kansallispuiston ennallistamissuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 53. 66 s.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998: Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. – *Biodiversity and Conservation* 7: 749–764.
- Jonsson, B.G. 1990: Treefall disturbance – a factor structuring vegetation in boreal spruce forests. Teoksessa: Krahulec, F., Agnew, A.D.Q., Agnew, S. & Willem, J.H. (toim.), *Spatial processes in plant communities*. Academia Prague, Tšekkoslovakia. s. 89–98.
- Jordan, W.R., Gilpin, M.E. & Aber, J.D. (toim.) 1987: *Restoration ecology – A synthetic approach to ecological research*. – Cambridge University Press, Great Britain. 342 s.
- Järvinen, O. & Miettinen, 1987: Sammuuko suuri suku? – luonnon puolustamisen biologiaa. – Suomen Luonnonsuojelun Tuki, Helsinki. 256 s.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Yakovlev, E. 1994: Saproxylic beetles (*Coleoptera*) on dead birch trunks decayed by different polypore species. – *Annales Zoologici Fennici* 31:97–107.
- Martikainen, P. & Punttila, P. 1997: Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. – *Biodiversity & Conservation* 6:1–18.
- Kalliola, R. 1973: Suomen kasvimaantiede. – WSOY, Porvoo. 308 s.



- Kansallispuistokomitea 1976: Kansallispuistokomitean mietintö. – Komiteanmietintö 1976:88. Helsinki.
- Korhola, A. 1990: Suomen metsien kehitysvaiheet. – Terra 102(4):268–274.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996: Uhanalaiset käyvät Suomessa. Toinen uudistettu painos. – Ympäristöopas 15. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 184 s.
- Kouki, J. 1993: Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu. Sarja A 11. 88 s.
- Kujala, V. 1926: Untersuchung über die Einfluss von Waldbrände auf die Waldvegetation in nord Finnland. – Communicationes ex Instituto Quaestionum Forestalium Finlandiae. 10(5):1–41.
- Kuuluvainen, T. 1994: Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. – Annales Zoologici Fennici 31:35–51.
- Penttinen, A., Leinonen, K. & Nygren, M. 1996: Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests. – Silva Fennica 30:315–328.
  - Järvinen, E., Hokkanen, T. J., Rouvinen, S. & Heikkinen, K. 1998a: Structural heterogeneity and spatial autocorrelation in a natural mature *Pinus sylvestris* dominated forest. – Ecography 21:159–174.
  - Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998b: Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. – Journal of Vegetation Science 9:563–574.
- Kuusinen, M. 1996a: Importance of spruce swamp-forests for epiphyte diversity and flora on *Picea abies* in southern and middle boreal Finland. – Ecography 19:41–51.
- Kuusinen, M. 1996b: Epiphytic flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. – Lichenologist 28:443–463.
- Lampolahti, J. 1994: Kurjenpolvet – singahtelevat väriläiskät. – Teoksessa: Vuokko, S. (toim.), Suomen Luonto. Kasvit 1. Weilin & Göös, Helsinki. s. 252–253.
- Lappalainen, I. 1998: Taigametsiä. – Teoksessa: Lappalainen, I. (toim), Suomen luonnon monimuotoisuus. Suomen ympäristökeskus, Edita, Helsinki. s.42.

- Lehtonen, H., Huttunen, P. & Zetterberg, P. 1996: Influence of man on forest fire frequency in North Karelia, Finland, as evidenced by fire scars on Scots pines. – *Annales Botanici Fennici* 22:257–263.
- Lindholm, T. 1987: Luonnonsuojelualueittemme metsäluonto – mitä se on ja millaiseksi se kehittyi. – *Luonnon Tutkija* 91:13–19.
- & Tuominen, S. 1993: Metsien puuston luonnontilaisuuden arviointi. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 3. 40 s.
- & Vasander, H. 1987: Vegetation and stand development of mesic forest after prescribed burning. – *Silva Fennica* 21:259–278.
- Luken J.O. 1990: Directing ecological succession. – Chapman & Hall, London. 251 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1997: Suomen kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit metsätalouden tilan kuvaajina. – Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 72 s.
- 1999: Metsien suojelupinta-alat – suojelupinta-alaprojektin raportti. – Suomen Ympäristö 300. Maa- ja metsätalousministeriö – Ympäristöministeriö, Helsinki. 43 s.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967: The theory of island biogeography. – Princeton University Press, Yhdysvallat. 216 s.
- Mannerkoski, I. 1997: Korpikolva, lattatylyppö ja muut vanhojen metsien kova-kuoriaiset. – Teoksessa: Mänttari, J. (toim.), Suomen luonnon sata vuotta. Suomen biologian seura Vanamo, Helsinki. s. 139–150.
- Metsätilastollinen vuosikirja 1997: Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa- ja metsätalous 1997:4. 348 s.
- Michener, W.K. 1997: Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. – *Restoration Ecology* 5(4):324–337.
- Miettinen, P. 1996: Elinympäristövaatimukseen perustuva arvio metsänhoidon vaikutuksista eri eliöryhmiin. – *Folia Forestalia* 4:373–388.
- Milberg, P. 1995: Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. – *Oikos* 72:3–13.
- Montalvo, A.M., Williams, S.L., Rice, K.J., Buchmann, S.L., Cory, C., Handel, S.N., Nabham, G.P., Primack, R. & Robichaux, R.H. 1997: Restoration biology: a population biology perspective. – *Restoration Ecology* 5(4):277–290.
- Muona, J. & Rutanen, I. 1994: The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. – *Annales Zoologici Fennici* 31:109–121.

- Mänttari, J. (toim.) 1997: Suomen luonnon sata vuotta. – Suomen biologian seura Vanamo, Helsinki. 256 s.
- Mönkkönen, M. 1999: Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. – *Biodiversity and Conservation* 8:85–99.
- Niemelä, J. 1997: Invertebrates and Boreal Forest Management. – *Conservation Biology* 11:601–610.
- , Haila, Y. & Punttila, P. 1996: The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. – *Ecography* 19:352–368.
- , Tukia, H. & Halme, E. 1994: Patterns of carabid beetle diversity in Finnish mature taiga. – *Annales Zoologici Fennici* 31:123–139.
- Niemelä, T., Renvall, P. & Penttilä, R. 1995: Interactions of fungi at late stages of wood decomposition. – *Annales Botanici Fennici* 32:141–152.
- Ohlson, M. 1990: Dikning av näringsrik sumpskog – ett hot mot våra mest artrika skogsekosystem. – *Skogsfakta Flora, fauna, miljö* 14.
- , Södeström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1998: Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. – *Biological Conservation* 81:221–231.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F. & Poff, N.L. 1997: Ecological theory and community restoration ecology. – *Restoration Ecology* 5(4):291–300.
- Parker, V.T. 1997: The scale of successional models and restoration objectives. – *Restoration Ecology* 5(4):301–306.
- Parviainen, J. 1996: Impact of fire on Finnish forest in the past and today. – *Silva Fennica* 30(2–3):353–359.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L. & Armesto, J.J. 1987: Models, mechanisms and pathways of succession. – *The Botanical Review* 53:335–371.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L. & Brooks, T.M. 1995: The future of biodiversity. – *Science* 269:347–350.
- Pohjonen, R. 1998: Pyhä- Häkin kansallispuiston metsäpalohistoria ja palojen vaikutus puuston rakenteeseen. – Pro gradu -työ. Joensuun Yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 34 s.+ liitteet.

- Primack, R.B. 1995: Restoration ecology. – Teoksessa: Primack, R.B, A Primer of Conservation Ecology. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. s. 202–213
- Pulliam, M. 1988: Sources, sinks, and population regulation. – American Naturalist 132:652–661.
- Punntila, P., Haila, Y., Niemelä, J. & Pajunen, T. 1994: Ant communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. – Annales Zoologici Fennici 31:131–144.
- , Haila, Y. & Tukia, H. 1996: Ant communities in taiga clearcuts: habitat effects and species interactions. – Ecography 19:16–28.
- Raivio, S. (toim.) 1995: Talousmetsien luonnonsuojelu – yhteistutkimushankkeen väliraportti. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43. 147 s.
- Raivio, S. (toim.) 1997: Talousmetsien luonnonsuojelu – yhteistutkimushankkeen toinen väliraportti – tilanne metsänkäsittelyjen jälkeen. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 87. 168 s.
- Renvall, P. 1995: Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. – Karstenia 35:1–51.
- Reunanen, P. 1998: Metsän sukkessio ja lehtipuut. – Teoksessa: Annala, E.(toim.), Monimuotoinen metsä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705:178–190.
- Rinkineva, L. & Bader, P. 1998: Merenkurkun luonto. – Merenkurkun neuvoston julkaisu 9. Vaasa. 158 s.
- Rinne, J., Rinne, R. & Solantie, R. 1998: Ilmaston muutoksia sadan vuoden aikana. – Teoksessa: Mänttari, J. (toim.), Suomen luonnon sata vuotta, Suomen biologian seura Vanamo, Helsinki. s. 9–11.
- Runkle, J.R. 1985: Disturbance regimes in temperate forests. – Teoksessa: Pickett, S.T.A. & White, P.S., The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, San Diego. s.17–33.
- Rydgren, K., Hestmark, G. & Økland, R.H. 1998: Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth *Picea abies* forest. – Journal of Vegetation Science 9:763–776.
- Saarenmaa, H., Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1989: Tuhohyönteisten ja sinistymän esiintyminen myrskyn kaatamissa puissa Urho Kekkosen kansallispuistossa. – Folia Forestalia 736:66–75.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994: Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. – Swedish threatened species unit, SLU. Uppsala. 109 s.

- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1990: Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. – *Conservation Biology* 5(1):18–32.
- , Hobbs, R.J. & Ehrlich, P.R. 1993: The reconstruction of fragmented ecosystems. – *Nature Conservation* 3. Surrey Beatty & Sons Ltd., Australia. 326 s.
- Segerstöm, U.R., Bradshaw, R.H.W., Hörnberg, G. & Bohlin, E. 1994: Disturbance history of a swamp forest refuge in northern Sweden. – *Biological Conservation* 68:189–196.
- Siitonen, J. 1994a: Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. – *Annales Zoologici Fennici* 31:89–95.
- , 1994b: Lahopuu ja lahottajasienet kovakuoriaisten elinympäristönä. – *Luonnon Tutkija* 98:180–185.
- , 1998: Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. – Teoksessa: Annala, E. (toim.), *Monimuotoinen metsä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 705:32–161.
- , 1999: Haavan merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. – Teoksessa: Hynynen, J. & Viherä-Aarnio, A. (toim.), *Haapa – monimuotoisuutta metsään ja metsätalouteen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 725:71–82.
- & Saaristo, L. 2000: Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. – *Biological Conservation* 94:211–220
- Soininen, A.M. 1974: Vanha maataloutemme. Historiallisia tutkimuksia 96:1–447.
- Soule, M.E. (toim.) 1986: *Conservation biology. The science of scarcity and diversity.* – Sinauer, Sunderland. 584 s.
- Syrjänen, K. & Rytteri, T. 1998: Uhanalaisten putkilokasvien seurantaopas. – Suomen ympäristökeskus, ympäristöopas 45. Tammer-paino, Tampere. 240 s.
- Taipale, K. & Saarnisto, M. 1991: *Tulivuorista jääkausiin.* – WSOY, Porvoo. 416 s.
- Teräs, I. 1997: Metsien hyönteisissä sekä yleistyneitä että uhanalaisia. Teoksessa: Mänttari, J. (toim.), *Suomen luonnon sata vuotta. Suomen biologian seura Vanamo, Helsinki.* s. 151–156.
- Tolonen, K. & Ruuhijärvi, R. 1976: Standard pollen diagrams from the Salpaus-selkä region of Southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 13:155–196.

- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, T.K., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkilä, H., Tonteri, T. & Tuomainen T. 1998: Etelä-Pohjanmaan metsäkeskusten alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968–1997. – *Folia Forestalia* 2B/1998:293–374.
- Tukia, H. 1998: Liesjärven kansallispuiston luonnonhoidolliset kulotukset ja niiden ekologiset vaikutukset kovakuoriaislajistoon ja kasvillisuuteen. – Käsi-kirjoitus, Metsähallituksen Etelä-Suomen luontopalveluiden arkisto, Vantaa. 80 s.
- 2000: Metsien ennallistaminen suojelualueilla – lähtötilanne 1995. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 118. 148 s.
- Tuominen, S. 1990: Kotisten aarniometsän metsähistoria ja rakennetyypit. – Pro gradu -työ. Kasvitieteen laitos, Helsingin Yliopisto. 77 s.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunta 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. – Komiteamietintö 1991:30. Ympäristöministeriö, Helsinki. 328 s.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunta 1986: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. – Komiteamietintö 1985:43, Ympäristöministeriö, Helsinki. 461 s.
- Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä 2000: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki, Ympäristöministeriö. 432 s. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä, työryhmän mietinnön esipainos.
- Vanha-Majamaa, I. 1998: Tulen vaikutus taimettumiseen, aluskasvillisuuden sukkessioon ja sienilajistoon. Teoksessa: Annala, E. (toim), Monimuotoinen metsä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705:99–130 .
- Valkonen, S. 1996: Jalopuiden ominaispiirteet. Teoksessa: Häyrynen, M. (toim.), Jalopuumetsät. Kustannusyhtiö Metsälehti. s. 38–55.
- Vartiainen, T. 1980: Succession of island vegetation in the land upliftarea of the northernmost Gulf of Bothnia, Finland. – *Acta Botanica Fennica* 115:1–105.
- Virolainen, E. 1999: Luontoäiti ennallistajana. – *Puistoväki* 4:5.
- Virkkala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R. A. & Virolainen, E. 1994: Conservation value of natural reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? – *Annales Zoologici Fennici* 31:173–186.
- 1996: Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. – *Suomen Ympäristö* 16. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki. 53 s.

- Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999: Maintaining biological diversity in Finnish forests. – *The Finnish Environment* 278. Finnish Environment Institute, Nature and Landuse Division, Helsinki. 56 s.
- , Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000: Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. Inventoinnin perusteella. – *Suomen Ympäristö* 395. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 52 s.
- Väisänen, R., Biström, O. & Heliövaara, K. 1993: Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests. – *Biodiversity & Conservation* 2:95–113.
- White, P.S. & Walker, J.L. 1997: Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. – *Restoration Ecology* 5 (4):338–349.
- Whitmore, T.C. 1989: Canopy gaps and two major groups of forest trees. – *Botanical Review* 3:229–299.
- Ympäristöministeriö 1994: Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. – Ympäristöministeriö, alueidenkäytön osasto. Multiprint, Helsinki. 83 s.
- 1997: Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997–2005. – *Suomen Ympäristö* 137. Ympäristöministeriö, Helsinki. 189 s.
- Young, T.P. 2000: Restoration ecology and conservation biology. – *Biological Conservation* 92(1):73–83.
- Økland, B.1995: Diversity patterns of two insect groups within spruce forests of southern Norway. – Doctor Scientiarum thesis 21, Agricultural University of Norway, Ås. 129 s.
- Zackrisson, O. 1977: Influence of forest fires on the northern Swedish boreal forest. – *Oikos* 29:22–32.





## LYHYT ENNALLISTAMISSANASTO

**aukkodynamiikka** (engl. gap dynamics) – häiriö ja sen jälkeen aukossa tapahtuvan kehityksen biologiset ilmiöt ja niiden lajistoa ja elinympäristöä vähittäisesti muuttava dynamiikka.

**biologinen monimuotoisuus** (engl. biological diversity, biodiversity) – se monimuotoisuuden osa, jonka muodostavat yksittäiset lajit ja niiden muodostamat eliöyhteisöt ja niiden elinympäristöt, geneettinen monimuotoisuus.

**ekologinen ennallistaminen** (engl. ecological restoration) – luonnon tilan tai sen luonnontilaisten prosessien ja rakennepiirteiden palauttaminen luontaista häiriödynamiikan laajuutta ja esiintymistiheyttä matkivilla keinoilla.

**elinympäristöjen monimuotoisuus** (engl. habitat diversity) – elinympäristöjen ja maa- ja kallioperän muovaamien kasvupaikkojen yleispiirteet (topografia, hydrologia) sekä elollisen ja elottoman luonnon piirteet.

**ennallistaminen** (engl. restoration) – kertaluonteisella toimenpiteellä aiheutettu muutos, joka paikallisesti johtaa luontaisen sukkession kautta luonnontilaisuuteen; suojelualueilla = luonnontilan palauttaminen, mutta myös elinympäristöjen kunnostaminen mm. saastuneet maa-alueet, kaatopaikat.

**ennallistamiskologia** (engl. restoration ecology) – tutkimusaihe, jossa tutkitaan luonnontilan palauttamista, sen onnistumista ja siihen tarvittavien toimenpiteiden voimakkuutta ja kestoja.

**ennallistamiskulutus** (engl. restoration fire) – menetelmä, jossa poltetaan suojelualueiden metsiä kasvillisuuden sukkession alkuun saattamiseksi, säästäten ainakin osa puustosta (suurempia puita).

**ennallistamiskelpoisuus** (engl. restoration validity) – käytettävissä olevilla toimenpiteillä ja suhteessa käytettyyn panostukseen saatava haluttu tulos halutussa ajanjaksossa.

**ennallistumiskyky** (engl. restoration capability) – kuinka pitkä aika kuluu kun tarkasteltu elinympäristö luontaisen kehityksen kautta itsestään muuttuu luontaisen elinympäristön kaltaiseksi; ojitetut suot eivät ehkä koskaan palaudu alkuperäisiksi = e-kyky pieni/olematon; jos ennallistuminen on oikean suuntaista ja nopeaa, e-kyky on suuri (mm. selvästi normaalia kiertoaikaa vanhemmat talousmetsät, nuoret luontaisesti syntyneet taimikot).

**ennallistamistarve** (engl. restoration requirement) – elinympäristötyypin ja/tai metsikön piirre, jolla ei ole luontaista ennallistumiskykyä tai ennallistuminen on olosuhteisiin nähden liian hidasta; nopea kehitys ja lyhyt aika = pieni ennallistamistarve, hidas kehitys ja pitkä aika = suuri ennallistamistarve.

**ekstinktio, sukupuutto** (engl. extinction) – lajin yksilöiden häviäminen alueellisesti tai paikallisesti populaation tai lajin koko elinalueelta.

**hoito** (engl. management) – toistuva luonnontilaan vaikuttava toimenpide, jolla hoidetaan mm. ihmisen luomia arvokkaita perinneympäristöjä; elinympäristöjen (biotooppien) luonne ja dynamiikka eivät säily ilman inhimillistä toimintaa (laidunnusta, karjaa, niittoa yms.).

**häiriö** (engl. disturbance) – luonnon ikärakennetta monipuolistava epäsäännöllisesti esiintyvä ilmiö; luonnontilaisessa havumetsässä tuulen, tulen, lumen, hyönteisten tai sienten aiheuttama; edellytys puuston sukkessiolle.

**häiriötön** (engl. undisturbed) – alue, joka on säilynyt ilman satunnaisesti esiintyviä metsäluonnon häiriöitä hyvin pitkiä aikoja (vuosisatoja).

**häiriödynamiikka** (engl. disturbance dynamics) – metsässä tapahtuvat luontaiset häiriöt, jotka ovat välttämättömiä metsän uudistumiseksi.

**kaulaaminen** (engl. girdling) – puuston vahingoittaminen moottorisahalla/kirveellä/kaulausraudalla rungon alaosasta; tavoitteena on tuottaa hitaasti pystyyn kuolevaa puustoa.

**kolonisaatio** (engl. colonization) – yksilöiden, lajien tai populaatioiden leviäminen uuteen ympäristöön; laji voi kolonisoida uudelleen alueen tai elinympäristön, jolta se on väliaikaisesti hävinnyt; osalla hyvin ympäristönsä ja varsinkin sen muutoksiin sopeutuneista eliölajeista kolonisaatio on jatkuva prosessi.

**kulonkiertämä** (palorefugio) (engl. fire refugia) – alue, joka ei ole useaan vuosisataan palanut (metsissä usein suonsaareke, kostea korpinotko tai joenvarsi).

**lahopuu** (engl. coarse woody debris, CWD) – se puuaines, joka puun kuollessa jää metsään pystyyn, nojalleen ja maahan makaamaan.

**lahopuun tuottaminen** – lahoavan ja hitaasti kuolevan puuaineksen keinotekoinen tuottaminen alueilla, joilla sitä on vähän; tavoitteena on laadultaan ja lahoasteeltaan monipuolinen lahopuusto.

**luonnonkulo** (engl. natural fire) – palo, joka on syttynyt satunnaiseen paikkaan salaman sytyttämänä.

**luonnonmetsä (ikimetsä, aarnimetsä)** (engl. virgin forest, old-growth forest, primeval forest) – metsä, joka on syntynyt luontaisesti ja jonka puustorakenteeseen ja lajisuhteisiin ei ihminen ole vuosisatoihin puuttanut; häiriön jälkeen syntynyt luonnonmetsä voi olla nuori.

**luonnonsuojelubiologia** (engl. conservation biology) – se biologian osa-alue, joka tutkii mm. suojelualueiden, uhanalaisen lajiston ja niiden ekologisen esiintymisen vaihtelua ja niitä sääteleviä tekijöitä.

**metsäpalo** (engl. forest fire) – palo, joka polttaa metsää/puita; syntytapa voi olla inhimillinen tai luontainen; maapalo saattaa säästää osan puustosta (männyt), latvapalo tappaa kaikki puut; lehtipuulajit uudistuvat vesasyntyisesti kovienkin palojen jälkeen.

**monimuotoisuuspotentiaali** (engl. biodiversity potential) – alueen oletettu monimuotoisuuden arvo (lajisto ja elinympäristöt) sen kehityksen edetessä ilman ihmisen toimenpiteitä.

**palauttaminen** (engl. rehabilitation) – luonnonkehityksen pysäyttäminen ja palauttaminen johonkin haluttuun tilaan.

**palosykli** (engl. fire cycle) – palojen välinen aika; Suomessa palojen väli on luonnontilaisissa havumetsissä keskimäärin 50–200 vuotta riippuen kasvillisuustyypistä, puuston iästä jne.

**pienaukottaminen** (engl. small-scale gapping) – pienikokoisten aukkojen (pinta-ala 1,5–2 x puuston valtapituus) hakkaaminen metsäkuvion sisälle; suositeltava aukon koko riippuu maaston topografiasta ja puuston korkeudesta.

**puuston ikärakenteen monipuolistaminen** – puuston eri-ikäisyyden lisääminen paikallisesti kuviolla esim. pienaukottamalla.

**puuston kerroksellisuuden lisääminen** – eri-ikäisiä ja -kokoisia puita sisältävien metsiköiden luominen tasaikäisiin tai muutaman puulajin metsiin; tavoitteena monipuolinen ja paikallisesti vaihteleva puusto.

**suojelualueverkko** (engl. network of protected areas) – kaikkien erillisten ja eritasoisesti suojeltujen alueiden muodostama saarekkeinen kokonaisuus.

**suksessio** (*suksessio, seuraanto*) (engl. succession) – luontainen kasvillisuuden kehityssuunta, jossa lajit muuttuvat/korvautuvat uusilla lajeilla ajan kuluessa; tietyn iän ja rakenteen omaavassa sukcessiovaiheessa on usein sille tyypillinen eliölajisto (havumetsät); *primääris.* – ensimmäistä kertaa esim. jääkauden jälkeen tapahtuva kasvillisuuden leviäminen, *sekundääris.* – häiriön jälkeen tapahtuva kasvillisuuden kehittyminen alkuperäisen kasvillisuuden muuttamassa ympäristössä.

**taskuttaminen** (engl. notching) – puun juuren ja rungon yhtymäkohdan vahingoittaminen kirveellä yksittäisillä poikittaisilla iskuilla; taskuttaminen voidaan liittää hormoni- tai herbisidikäsittelyyn erityisalueilla, jos halutaan tuottaa nopeasti lahoavaa ja kuolevaa puuainesta.

**tuulenskaatoaukko** (engl. windfall gap) – puuston aukko, joka on syntynyt tuulen ja/tai lumen yhteisvaikutuksena; varsinkin syysmyrskyillä vettyneillä mailla rinnepaikoissa syntyy luontaisia aukkoja; aukon koko vaihtelee yhden puun kaatumisesta useiden hehtaarien aukkoihin; aukot voivat olla yhtenäisiä, mutta niiden keskelle voi jäädä pystyyn eläviä puita.

**täsmäennallistaminen** (engl. target restoration) – yhteen tiettyyn paikalliseen luonnon ominaisuuteen, rakenteeseen tai prosessiin kohdistuva ennallistamistoimenpide so. luonnontilan palauttaminen.

**vahingoittaminen** (engl. injuring) – puun mekaaninen vaurioittaminen luonnontilaisuuden so. lahoppuun lisäämiseksi.

## **Vuonna 2001 ilmestyneet Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut**

### **Sarja A**

No 127 Leif Lindgren 2001: Perinnebiotooppien kasvien ja kasvillisuuden seuranta Saaristomeren kansallispuistossa. Uppföljning av förändringar i flora och vegetation i Skärgårdshavets nationalpark. Monitoring plants and vegetation on semi-natural biotopes in the Southwestern Archipelago National Park.

### **Sarja B**

No 57 Tuominen, Seppo, Eeronheimo, Heikki & Toivonen, Heikki 2001: Yleispiirteinen biotooppiluokitus. 60 s. (60,-)

No 58 Harri Tukia, Marja Hokkanen, Sari Jaakkola, Seppo Kallonen, Tuula Kurikka, Anneli Leivo, Tapio Lindholm, Anneli Suikki ja Erkki Virolainen 2001: Metsien ennallistamisopas. 87 s. (60,-)

ISSN 1235-6549  
ISBN 952-446-250-8 (nidottu)

---

Julkaisuja voi tilata osoitteella:

Metsähallitus  
Asiakaspalvelut  
PL 36, 99801 IVALO  
[www.metsa.fi/luo/tuotteet](http://www.metsa.fi/luo/tuotteet)

Puhelintiedustelut: 0205 64 7702

Hinta 60,-



200 kpl  
2. painos  
Oy Edita Ab  
Helsinki 2001