

**METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN  
TIEDONANTOJA 564**  
Vantaan tutkimuskeskus



## **MONIMUOTOISUUS METSIEN HOIDOSSA**

Toimittaneet Simo Hannelius & Pekka Niemelä





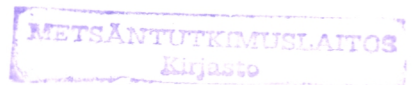
# MONIMUOTOISUUS METSIEN HOIDOSSA

Toimittaneet **Simo Hannelius & Pekka Niemelä**

Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus

-----  
Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564

Vantaa 1995



Hannelius, S. & Niemelä, P. (toim.), 1995.  
Monimuotoisuus metsien hoidossa  
Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564, 142 s.

ISBN 951-40-1456-1  
ISSN 0358-4283

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos.  
Hyväksynyt painettavaksi Matti Kärkkäinen, tutkimusjohtaja 6.6.1995.

Toimittajien yhteystiedot:  
Simo Hannelius & Pekka Niemelä: Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus,  
PL 18, 01301 VANTAA. Puhelin 90-857 051. Fax 90-8570 5569.

Jakelu: Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus,  
PL 18, 01301 VANTAA. Puhelin 90-857 051. Fax 90-8570 5569.

## SISÄLLYS

|   |     |
|---|-----|
| Lukijalle   | 4   |
| <b>Erkki Annila</b><br>Metsätalous ja monimuotoisuus  | 5   |
| <b>Jukka Salo</b><br>Biodiversiteettisopimuksen merkitys Suomen metsätaloudelle   | 13  |
| <b>Yrjö Haila</b><br>Monimuotoisuuden suojelun asettamat vaatimukset metsätaloudelle  | 23  |
| <b>Juha Siitonen, Petri Martikainen, Lauri Kaila, Ari Nikula &amp; Pekka Punttila</b><br>Kovakuoriaislajiston monimuotoisuus eri tavoin käsitellyillä metsäalueilla Suomessa ja Karjalan tasavallassa | 43  |
| <b>Lauri Kaila, Petri Martikainen &amp; Pekka Punttila</b><br>Pökkölöt hakkuualoilla - hyötyvätkö taantuneet lahoppukuoriaiset ?  | 65  |
| <b>Heikki Henttonen &amp; Voitto Haukisami</b><br>Loiset luonnon monimuotoisuuden ilmentäjinä   | 73  |
| <b>Veikko Koski</b><br>Metsäpuiden geneettinen monimuotoisuus   | 85  |
| <b>Simo Hannelius</b><br>Häiriödynamiikka pohjoisen havumetsän hoidon esikuvana   | 89  |
| <b>Antti Reinikainen</b><br>VMI ja metsäkasvillisuuden monimuotoisuus   | 103 |
| <b>Antti Isomäki</b><br>Luonnontilaiset metsät pysyvään seurantaan  | 117 |
| <b>Petteri Seppänen</b><br>Luonnonläheinen metsänhoito  | 123 |
| <b>Fred Kalland</b><br>Monimuotoisuus ja hakkuut  | 135 |
| <b>Asko Sippola</b><br>Kokemuksia monimuotoisuuden huomioon ottamisesta metsäsuunnittelussa   | 137 |

## Lukijalle

YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssissa Rio de Janeirossa kesäkuussa 1992 allekirjoitettiin luonnon biologista monimuotoisuutta ja sen suojelua koskeva sopimus. Sopimuksen hyväksyneet maat, Suomi mukaan lukien, sitoutuvat muun muassa edistämään monimuotoisuuden suojelua ja kestäväää käyttöä koskevaa tutkimusta.

Suomessa on biodiversiteettisopimuksen edellyttämää tutkimusta tehostettu Rion sopimuksen allekirjoittamisen jälkeen aloittamalla ympäristöministeriön johdolla monipuolinen luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma (LUMO). Ohjelman keskeisenä tavoitteena on luoda tietoperusta maamme luonnon köyhtymisen estämiseksi ja luonnon monimuotoisuuden elvyttämiseksi.

Metsäntutkimuslaitos osallistuu LUMO-ohjelman toteuttamiseen merkittävällä panoksella. Metsäluonnon monimuotoisuutta koskeva tutkimus on nimetty yhdeksi METLAn tutkimustoiminnan painoaloista, resursseja alan tutkimukseen on lisätty sekä aloitettu monitieteinen metsäluonnon monimuotoisuutta koskeva tutkimusohjelma.

Metsäluonnon monimuotoisuutta koskevan tutkimustyön edistämiseksi järjestivät Metsäntutkimuslaitoksen metsäekologian ja metsänkasvatuksen tutkimusosastot 13.12.1994 tutkimuspäivän, jonka aikana esiteltiin METLAssa käynnissä olevaa alan tutkimusta sekä saatiin hyviä viitteitä tutkimuksen edelleen kehittämiseksi. Tässä julkaisussa esitetään yhdistelmä tutkimuspäivän aikana pidetyistä esitelmistä ja keskustelusta.

Vantaalla 29. päivänä toukokuuta 1995

Eero Paavilainen

Vantaan tutkimuskeskuksen päällikkö

## METSÄTALOUS JA MONIMUOTOISUUS

**Erkki Annila**

Metsäntutkimuslaitos, PL18, 01301 Vantaa

Pohjoisten havumetsien laajamittainen hyväksi käyttö on puiden ikään nähden verrattain nuorta, vain runsas 100 vuotta vanhaa. Harjoitetulla metsätaloudella on kuitenkin ollut vaikutuksia, jotka alkavat vähitellen näkyä luonnossamme. Ennenkuin vaikutusten ekologista merkitystä alettiin yleisesti arvioida, tarvittiin jokin konkreettinen, riittävän dramaattinen heräte. Herätteen antoi se, kun tropiikin sademetsiä, luonnon monimuotoisuuden aarreaittoja, alettiin hakata laajassa mitassa. Tapahtui jotakin peruuttamatonta, kun sademetsä kaikkine kasvi- ja eläinlajeineen lakkasi hakkuun jälkeen olemasta eikä uuden syntyminen näyttänyt enää mahdolliselta. Tästä asia laajeni nopeasti maailmanlaajuiseksi. Yleiseksi periaatteeksi tunnustettiin, että luonnon monimuotoisuutta, biodiversiteettiä, tulee vaalia kaikkialla maailmassa. Kansainvälinen sopimus tehtiin Brasiliassa, Rio de Janeirossa, vuonna 1992 (Ympäristö- & ulkoasiainministeriö 1993). Kunkin maan tulee huolehtia monimuotoisuuden säilyttämisestä omalla alueellaan. Suomi ratifioi sopimuksen vuoden 1994 lokakuun lopussa. Saman vuoden heinäkuussa maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö vahvistivat metsätalouden ympäristöohjelman, johon yhtenä merkittävänä osan kuuluu monimuotoisuuden säilyttäminen metsäluonnossa (Työryhmän mietintö 1994).

Suomessa tavattavista eliölajeista noin puolet elää metsissä. Metsillä on siten ratkaiseva osuus monimuotoisuuden säilyttämisessä. Kasvi- ja eläinlajien uhanalaisuudesta tehtyjen selvitysten mukaan uhanalaisista lajeista on 43 % metsälajeja (Komiteamietintö 1991). Vaikka luvun perusteella lajit näyttäisivätkin säilyneen metsissä hieman keskimääräistä paremmin, puuntuotannollisesti hyvin hoidetuissa metsissä lajien keskinäiset runsaussuhteet ovat muuttuneet. Kun tarkastelun kohteeksi otetaan hävinneet, erittäin uhanalaiset ja vaarantuneet lajit, on metsälajeista joutunut uhanalaisiksi 1,4 %. Jos mukaan otetaan lisäksi silmällä pidettävät lajit, nousee luku 3,5 %:iin. Näihin lukuihin on kuitenkin suhtauduttava varauksellisesti, sillä niihin sisältyy runsaasti lajeja, jotka ovat aina olleet maassamme harvinaisia eikä niiden runsaudessa tapahtuneista muutoksista ole useinkaan näyttöä.

Yksikään maamme eläin- tai kasvilajista ei ole endeeminen, vain Suomessa esiintyvä. Vaikka jokin laji katoaisikin Suomesta, se ei merkitsisi lajin sukupuuttoon kuolemista. Endeemisyyttä ei voida kuitenkaan pitää monimuotoisuuden säilyttämisen kriteerinä, sillä silloin Suomessa ei tarvitsisi ollenkaan välittää monimuotoisuuden säilymisestä. Sitäpaitsi kysymys luonnon köyhtymisestä ei ole vain eettinen, vaan pitkällä tähtäyksellä luonto kokonaisuudessaan on resurssi, josta todennäköisesti on vasta pieni osa käytössä.

Tehdyissä selvityksissä on pyritty saamaan tietoa myös uhanalaisuuden syistä. Metsissä harvinaistumisen syinä pidetään lähinnä metsäpalojen vähenemistä, vanhojen metsien ja puiden sekä lahoavan puuaineksen vähäisyyttä, ojitusta sekä lehtojen kuusettumista (Komiteamietintö 1991, Ehnström et al. 1993). Useat näistä tekijöistä ovat seurausta puuntuoton kannalta hyvästä metsänhoidosta, johon perustuu maamme metsävarojen ja metsien kasvun kohoaminen viime vuosikymmeninä. Lajin häviämisen tai harvinaistumisen syyn selvittäminen vaatisi usein tieteellisen tutkimuksen, eikä esim. metsätaloutta voida aina lukea syyksi pelkästään sillä perusteella, että laji esiintyy metsässä.

Jo tämän vuosisadan alkupuolella, metsien käytön laajetessa koskemaan koko maata, tiedostettiin tarve jättää metsiä talouskäytön ulkopuolelle, ikäänkuin näytteeksi "alkuperäisestä" luonnosta. Tältä pohjalta syntyivät kansallis- ja luonnonpuistomme ja muut luonnonsuojelualueet. On käynyt kuitenkin selväksi, ettei luonnonsuojelualueita ole riittävästi metsien monimuotoisuuden säilyttämiseksi. Vaikka lisää suojelualueita tarvitaan, varsinkin eteläisimpään Suomeen, alueiden jättämisellä talouskäytön ulkopuolelle ei voida yksistään estää luonnon köyhtymistä. Monimuotoisuuden säilyminen voidaan taata parhaiten ottamalla se huomioon myös talousmetsien käsittelyssä. Mitä enemmän voimme tehdä monimuotoisuuden hyväksi talousmetsissä sitä vähemmän tarvitsee jättää metsiä luonnontilaan ja päinvastoin.

Puuntuotannon kohottamiseen tähtäävässä metsänhoidossa on pyritty usein tekemään kaikki mahdollinen metsän tuoton lisäämiseksi. Kaikkien toimien puuntuotannollisesta hyödyllisyydestä ei aina ole ollut varmuutta, mutta niitä on tehty ikäänkuin varmuuden tai hoitamisen itsensä vuoksi. Tällaisilla toimilla on monesti ollut luontoa yksipuolistava vaikutus. Vuonna 1994 mietintönsä jättäneen "Metsätalouden ympäristöohjelma"-työryhmä luettelee kaikkiaan kuusitoista seikkaa jotka ovat yksipuolistaneet metsäluontoa ja heikentäneet monimuotoisuutta.

Keskeinen kysymys on, kuinka paljon talousmetsien hoidossa ja hakkuissa voidaan luopua käytössä olevista menetelmistä tai muuttaa niitä ilman, että metsätalous tulee kannattamattomaksi. Kysymys on metsien hyväksikäytön ja



monimuotoisuuden yhteen sovittamisesta. Monimuotoisuudesta huolehtiminen asettaa tietyt reunaehdot metsätaloudelle, mutta toisaalta on tärkeätä, ettei talousmetsien käyttöä rasiteta epäolennaisilla, monimuotoisuuden kannalta merkityksettömillä vaatimuksilla. Metsien hyvä kasvu ja korkea puuntuotto ei ole pelkästään lyhyen aikavälin taloudellinen kysymys, vaan sillä on huomattava merkitys mm. ilmakehän hiilidioksidin sitomisessa.

### **Luonnontilaiset metsät**

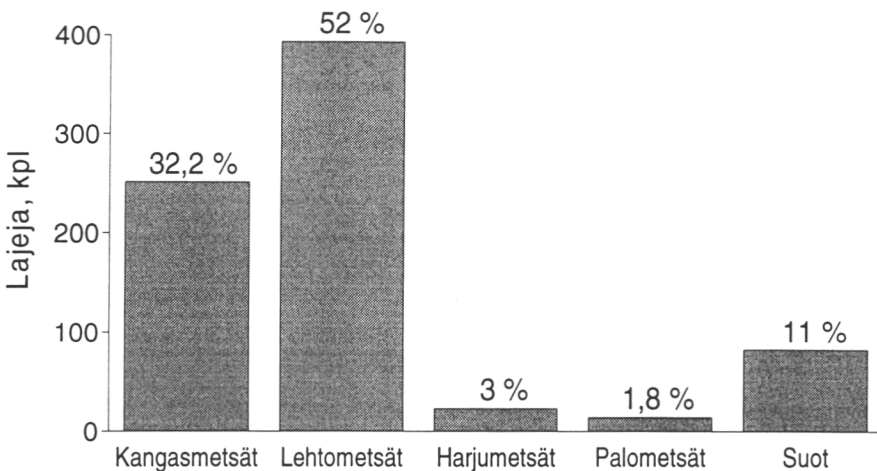
Oleennaista monimuotoisuuden säilyttämisessä talousmetsissä on, että kaikilla metsätalouden töillä olisi jokin luontainen vastine. Sillä, että nämä esiintyisivät talousmetsissä samassa suhteessa kuin mitä niiden vastineet luonnonmetsissä, on tiettyyn rajaan asti vasta toissijainen merkitys. Luonnonmetsissä monimuotoisuus ilmenee sekä ajallisena että paikallisena vaihteluna, metsän eri kehitysvaiheina erilaisilla kasvupaikoilla. Talousmetsissäkin monimuotoisuuden säilyttäminen voi yleensä toteutua siten, että hakkuilla ylläpidetään luontoa jäljittelevää sukkessiota ja dynamiikkaa. Talousmetsien käsittelyssä luonnonmukaisuus ei kuitenkaan sinänsä ole tavoite, vaan tavoite on estää luonnon köyhtyminen. Oleennaista on tunnistaa ne luonnonmetsän ominaisuudet ja tapahtumat, joihin monimuotoisuus perustuu.

Lähtökohtana on luonnonmetsien rakenteen ja tapahtumien mahdollisimman hyvä tuntemus. Vaikka näistä asioista on jo olemassa tietynlainen käsitys, tutkimusta tarvitaan yksityiskohtaisemman tiedon tuottamiseksi. Luonnonsuojelualueille voidaan metsikön eri kehitysvaiheissa perustaa seurantakoealoja, joilta saadaan tietoa metsän rakenteesta ja vähitellen myös kehityksestä. Luonnonsuojelualueemme ovat kuitenkin kehitysvaiheiltaan siinä määrin yksipuolisia, että niiltä saatava tieto esim. sukkession alkuvaiheista jää vajavaiseksi. Pienen kokonsa vuoksi niillä ei myöskään voida kovinkaan paljon selvittää luonnonmetsien ikä- tai kehitysluokkajakaamaa. Tätä varten tarvitaan sellaisia suhteellisen laajoja metsäalueita, joissa ihmisellä ei ole ollut oleennaista vaikutusta. Tällaisia alueita on esimerkiksi Pohjois-Venäjällä (Kalliola & Syrjänen 1994). Luonnonmetsissä vanhoja ikäluokkia on ollut varmasti huomattavasti enemmän kuin nykyisissä talousmetsissä. Biologisesti metsä on vasta keski-ikässä silloin, kun se talousmetsänä luokitellaan jo yli-ikäiseksi. Talousmetsien ikäluokkajakaamaa ei voida muuttaa kovin paljon luonnonmetsien suuntaan. Puiden ikää tärkeämpiä lienevät kuitenkin monet muut metsän ominaisuudet (lahopuun määrä jne.). Pelkästään klimaks-vaiheen metsiin liittyvän

monimuotoisuuden säilymistä on vaikea taata muulla tavalla kuin jättää osa metsistä luonnon tilaan.

Luonnon metsien tapahtumista voidaan saada tietoa myös epäsuorasti. Esimerkiksi järvisedimentteihin on aikojen kuluessa tallentunut tietoa metsien tapahtumista. Niihin kertyneistä nokihiukkasista voidaan päätellä mm. metsäpalojen esiintymisrunsaus. Samaa asiaa voidaan tutkia dendrokronologiaa apuna käyttäen puiden ja kantojen palokoroista (Zackrisson 1977).

Luonnonmetsien lainalaisuuksista voidaan tehdä päätelmiä tutkimalla kasvien ja eläinten ominaisuuksia ja käyttäytymistä. Nehän ovat muotoutuneet pääasiassa luonnontilaisissa metsissä. Esimerkiksi metsäpaloaloilla elävillä lajeilla on joko erinomainen leviämiskyky (maitohorsma, kulokauniainen) tai ne voivat säilyä siemeninä ns. siemenpankissa (huhtakurjenpolvi) niin kauan, kunnes tuli polttaa metsän uudelleen. Metsäpaloista riippuvien lajien hyvästä leviämiskyvystä voidaan päätellä, että vuosittain tai lähivuosina palaneet metsät ovat sijainneet jokseenkin etäällä toisistaan. Siementen säilyminen vuosikymmeniä elossa maaperässä osoittaa, että sama metsä on palanut tai puusto on tuhoutunut muulla tavalla suhteellisen harvoin. Kaiken kaikkiaan metsäpaloista voimakkaasti riippuvia lajeja on vähän, mikä osoittaa, että paloalat ovat olleet suhteellisen epävarma biotooppi. Esimerkiksi metsätaloudellisten toimenpiteiden vuoksi uhanalaisista lajeista (hävinneet, erittäin uhanalaiset, vaarantuneet) vain 1,8 % on paloalojen lajeja (kaikki selkärangattomia), vaikka metsäpaloja sattuu enää hyvin vähän ja silloinkin palaneet puut korjataan nopeasti pois (kuva 1).



Kuva 1. Uhanalaisten lajien määrä ja jakautuminen erilaisissa metsissä. (Lähde: Komiteamietintö 1991:30)

Lahopuuta tarvitsevien lajien runsaudesta ja useimmiten niiden huonosta leviämiskyvystä voidaan puolestaan päätellä, että lahopuuta on ollut sekä ajan että paikan suhteen runsaasti tarjolla. Puiden koloissa pesivien selkärankaisten suuri lajimäärä osoittaa, että laho- ja kolopuut ovat olleet pysyvä ja luotettava luonnonvara. Luonnonmetsissä kuolevat ja lahoavat puut ovat olleet jatkuvasti uusiutuva resurssi, jota hyödyntämään on aikojen kuluessa muodostunut varsin lajirikas yhteisö. Huomattavin ero talousmetsän ja luonnonmetsän välillä on juuri sairaiden, kuolleitten ja lahoavien puiden määrässä.

Eräät lintulajit esiintyvät runsaimpina metsien reunavyöhykkeissä, joka osoittaa reuna-alueita olleen myös luonnonmetsissä. Toiset lajit tarvitsevat puolestaan suhteellisen laajoja puustoltaan varttuneita, jokseenkin yhtenäisiä metsäalueita, mikä osoittaa tällaistenkin metsien olleen joskus yleisiä. Mikäli metsien käsittelyssä siirrytään vain muutaman hehtaarin laajuisiin uudistushakkuualoihin, on vaara, että metsä pirstoutuu vähitellen liian pienipiirteiseksi. Lajeja, jotka nimenomaan vaatisivat sellaista metsää, jossa puusto on iältään ja kooltaan vaihtelevaa (ns. erirakenteinen metsä), ei ole selkeästi havaittavissa. Monimuotoisuuden näkökulmasta ns. jatkuvalla kasvatuksella ei siis näyttäisi olevan olennaista merkitystä.

Nämä esimerkit osoittavat, että luonnon muinaisten vaiheiden, varsinkin jääkausien tutkimuksissa sovellettua oivallusta "nykyisyys on menneisyyden avain" voidaan käyttää myös luonnonmetsien dynamiikkaa tutkittaessa. Näihin asioihin paneutuvilla eri eliöryhmiä käsittelevillä analyyseillä, varsinkin siemenpankkia ja sen "laukeamista" tutkimalla, voitaisiin epäsuorasti päätellä paljon luonnontilaisissa metsissä vallineista oloista.

### **Metsänkäsittelyn vaikutukset monimuotoisuuteen**

Voimakkain äkillinen muutos talousmetsässä aiheutuu uudistushakkuusta. Suurin osa vanhan metsän lajistosta vaihtuu aukean tai osittain aukean paikan lajistoon. Lähinnä hakkuuta vastaava tapahtuma luonnonmetsässä on ollut metsäpalo tai metsää kaatava myrsky. Hakkuun ja luonnonmetsän välisen suurin ero on siinä, että sekä metsäpalon että myrskyn jälkeen paikalle jää runsaasti kuollutta puustoa, joka tarjoaa lahoavaa pysty- ja maapuuta vuosikymmeniksi eteenpäin. Uudistushakkuussa tätä eroa voidaan pienentää jättämällä hakkuualalle järeää puustoa elävänä ja kuolleena. Nämä puut varmistavat lahopuun ja kolopuiden tarjolla olon siihen saakka, kunnes uusi puusukupolvi alkaa tuottaa niitä.

Päätehakkuun jälkeen talousmetsissä on pyritty varmistamaan uuden taloudellisesti kannattavan metsän syntyminen. Tätä varten uudistusalan maaperää on käsitelty eri tavoin. Maankäsittely perustuu siihen, että kokemuksesta tiedetään puun taimia syntyvän parhaiten silloin, kun maaperää on paljastunut. Puut ovat aikojen kuluessa sopeutuneet käyttämään hyväkseen muusta kasvillisuudesta vapautuneen tilan. Maanpinnan rikkominen ei siis liene luonnonvastaista, vaikka metsäauraukselle ei olekaan luontaista vastinetta. Sen sijaan nykyään paljon käytössä oleva mätätys ei kovinkaan paljon poikkea myrskytuhon aikaan saamasta jäljestä. Luonnonmukaisin uudistusalan käsittelymenetelmä lienee kulutus, joka maanpinnan vaikutuksilta vastaa pitkälle metsäpaloa luonnonmetsässä.

Seuraava vaihe metsän kehityksessä on taimettuminen. Talousmetsien ja luonnonmetsien välillä ei tässä vaiheessa ole suuria eroja, sillä myös talousmetsien päätehakkuualoille syntyy monia puulajeja käsittävä taimikko. Erot syntyvät vasta taimikonhoidossa, jossa on yleensä poistettu, joko mekaanisesti tai kemiallisesti, muut kuin kasvatettavaksi tarkoitettu puulaji. Poistettu on ennen kaikkea lehtipuita ja huonokuntoisia puuyksilöitä. Taimikon käsittelyllä on pyritty takamaan mahdollisimman suuri ja hyvälaatuinen puusato aina päätehakkuuseen saakka. Taimikon hoitotavalla on myös ratkaiseva merkitys metsikön myöhemmälle monimuotoisuudelle. Taimikon kehitystä tulisi ohjata niin, että kullekin kasvupaikalle muodostuisi sille luonnonmukainen metsä, reheville maille sekametsä, kuiville kankaille mäntymetsä. Talousmetsän ja monimuotoisuuden vaatimusten yhteensovittamisen vaikeimpia kohtia on taimikon käsittely. Sen selvittäminen on tutkimukselle hyvin haastava tehtävä.

Myöhemmin tapahtuvilla harvennushakkuilla on tuettu samaa päämäärää kuin taimikon hoidollakin, saada mahdollisimman korkea ja hyvälaatuinen puusato. Metsän käsittelyssä on poistettu juuri se osa puustosta, josta luonnonmetsässä muodostuu lahopuuta, kolopuita ja muita monimuotoisuutta lisääviä elementtejä. Esimerkiksi Vesijaon luonnonpuistossa yli 150 vuotta vanhassa metsässä kuollutta puuta on eräin paikoin yli 100 m<sup>3</sup>/ha. Luonnonmetsän ja talousmetsän välinen erohan on ollut juuri siinä, että ns. luonnonpoistuma on pyritty sammaan talteen tuoreena ja käyttökelpoisena. Toinen tarkoitus luonnonpoistuman korjaamisella on ollut ylläpitää korkeaa hygienistä tasoa metsässä tuhoriskin vähentämiseksi.

Jos monimuotoisuutta halutaan ylläpitää, edellytyksenä on, että ensiharvennuksesta lähtien metsiin jätetään myös yksittäisiä kuolevia, tuulenkaatamia ja lumen murtamia puita, jotta lahopuuta olisi metsikön kaikissa kehitysvaiheissa. Vaikka näissä puissa lisääntyvät myös metsätuholaiset, yksittäisten puiden merkitys tuhoriskien lisääjänä on vähäinen. Metsän käsittelyssä

tulisi välttää kaavamaisuutta eikä esimerkiksi harvennushakkuissa tulisi pyrkiä puuston tasaiseen jakautumiseen, vaan väljempien ja tiheämpien puuryhmien vuorotteluun.

Luonnonmetsissä on epäilemättä ollut myös sellaisia kohtia, joissa tuskin koskaan on tapahtunut mitään äkillisiä, radikaaleja muutoksia. Näitä paikkoja ovat olleet erilaiset kosteikot, puronotkot, lähdepaikat, vetiset suot jne. Niille on aikojen kuluessa muodostunut oma, usein pitkälle erikoistunut lajistonsa. Tällaisten erikoisbiotooppien voimakkaat hakkuut tai ojitus merkitsevät monille lajeille katastrofia ja huomattava osa lajeista häviää paikalta. Useilla näistä lajeista on huono leviämiskyky, koska niiden asuinpaikka on ollut verrattain muuttumaton. Nämäkään paikat eivät kuitenkaan ole olleet täysin muuttumattomia, vaan tuuli, hyönteiset, sienitaudit jne. ovat tappaneet yksittäisiä puita tai puuryhmiä. Näin syntyneitten pienaukkojen kautta metsä on uudistunut (Kuuluvainen 1994). Nämäkään kohteet eivät välttämättä ole kokonaan metsätalouden harjoittamisen ulkopuolella, kunhan vain pidetään huoli siitä, että riittävä luonnontilaisuus säilyy.

### **Monimuotoisuuden huomioon ottamisen metsätaloudelliset vaikutukset**

Metsälön keskikoko on maassamme noin 40 ha, kun otetaan huomioon 5 hehtaarin ja sitä suuremmat tilat. Yhdellä metsänomistajalla voi olla palstallaan esim. rehevä letto, toisella lähde. Mutta usein erikoisbiotoopit, esimerkiksi korpi- tai puronotkot, halkovat monen metsänomistajan palstaa. Metso tarvitsee elinympäristökseen alueen, jonka halkaisija on noin 2 km. Elinpiiri ulottuu usein monen metsänomistajan palstalle. Jotta erikoisbiotoopeista muodostuisi toisiaan täydentävä verkko ja muutkin monimuotoisuusvaatimukset voitaisiin ottaa riittävästi huomioon, tarvitaan alueellista metsäsuunnittelua. Suunnitteluyksikön koko on silloin useita tuhansia hehtaareja. Ruotsissa sopivana suunnitteluyksikkönä pidetään 5 000 - 25 000 ha. Metsän eri käyttömuodot huomioon ottavalla aluesuunnittelulla on ratkaiseva merkitys monimuotoisuuden säilyttämisessä. Jos esimerkiksi erikoisbiotoopit jätetään kokonaan käsittelemättä ja ne muodostavat yhtenäisen verkon, yleisillä biotoopeilla voidaan harjoittaa hyvinkin intensiivistä metsätaloutta. Käytäntöä varten tarvitaan tutkimuksen tuottamia malleja monitavoitteisesta metsäsuunnittelusta.

Suunnitelmien toteutumisen edellytys on kuitenkin, että metsänomistaja on halukas tekemään tarvittavat toimenpiteet omassa metsässään. Ruotsalaisten laskelmien mukaan monimuotoisuuden huomioon ottaminen alentaa

hakkuumahdollisuuksia 8-10 %. Puolet muodostuu kokonaan käsittelemättömistä kuvioista (erikoisbiotoopit, ekologiset käytävät) ja toinen puoli jättöpuista ja suojavyöhykkeistä.

Metsälaissa on tavalla tai toisella otettava huomioon myös metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen. Mutta ei liene paras ratkaisu, jos metsien käsittelyä ohjataan kovin tiukasti säädöksillä. Parempaan tulokseen päästään, jos metsänomistajat vapaaehtoisesti tai tietyissä tapauksissa yhteiskunnalta tulevaa korvausta vastaan pitävät huolta siitä, ettei luonto pääse köyhtymään. Paras keino tähän päämäärään pääsemiseksi on tiedon ja suotuisten asenteiden lisääminen koulutuksella ja neuvonnalla. Koulutusta tarvitsevat metsänomistajat, metsurit, metsäammattilaiset ja kaikki, jotka joutuvat tekemään päätöksiä metsän käsittelystä.

### Kirjallisuus

- Ehnström, B., Gärdenfors, U. & Lindelöw, Å. 1993. Rödlistade evertebrater i Sverige 1993. Uppsala. 69 s.
- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1994. Taigan dynamiikka maiseman ja metsikön mittakaavassa. Metsäntutkimuslaitoksen Tiedonantoja 482: 19-24.
- Komiteamietintö 1991:30. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Ympäristöministeriö. Valtion painatuskeskus. Helsinki. 328 s.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Ann. Zool. Fennici* 31(1):35-51.
- Työryhmän mietintö 1994:3. Metsätalous ja ympäristö. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki. 100 s.
- Ympäristö- ja ulkoasianministeriö 1993. UNCED YK:n Ympäristö- ja kehityskonferenssi Rio de Janeiro 3-14.6.1992. Helsinki. 239 s.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forests. *Oikos* 29: 22-23.

## **BIODIVERSITEETTISOPIMUKSEN MERKITYS SUOMEN METSÄTALOUELLE**

**Jukka Salo**

Biologian laitos, Turun yliopisto, 20500 Turku

### **Biodiversiteettisopimus**

YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssissa (UNCED, Rio de Janeiro 1992) allekirjoitettiin luonnon monimuotoisuutta eli biodiversiteettiä ("biologinen monimuotoisuus, luonnon monipuolisuus") koskeva yleissopimus. Tämän biodiversiteettisopimuksen päämääränä on turvata maapallon ekosysteemien, eläin- ja kasvilajien sekä niiden sisältämän perintöaineksen monimuotoisuuden suojeleminen, kestävä käyttö sekä biologisista luonnonvaroista saatavien taloudellisten hyötyjen oikeudenmukainen jako.

Biodiversiteettisopimus tuli kansainvälisesti voimaan 29.12.1993 ja samalla siitä tuli sopimusoikeudelliselta asemaltaan kansainvälinen laki. Suomi ratifioi sopimukseen heinäkuussa 1994 ja se astui meillä voimaan lokakuussa 1994.

Sopimus kohdistuu luonnon monimuotoisuuden kolmeen tasoon: (1) lajien perintöaineen vaihtelevuuteen (geneettinen monimuotoisuus); (2) lajien lukumääriin ja lajien sisäisen muuntelun turvaamiseen (lajit, alalajit ja rodut), sekä (3) ekosysteemien ja keskeisten maisemaelementtien suojaamiseen.

Sopimuksen keskeinen uusi periaate on valtioiden oikeuttaminen biologisten luonnonvarojensa suvereeniin taloudelliseen käyttöön (Artikla 3). Tällä tarkoitetaan kahta asiaa. Toisaalta Artikla 3 määrittää lajit ja geenivarat valtioiden omaisuudeksi, mikä käytäntö poikkeaa aikaisemmasta "common good" -menettelystä, jossa laji- ja geenivarat on katsottu olevan ihmiskunnan yhteistä omaisuutta. Toisaalta Artikla 3 ja sitä sivuavat muut artiklat painottavat valtioiden suvereenia oikeutta käyttää uusiutuvia luonnonvarojaan kuten metsävaroja kestäväällä tavalla hyväksi.

Luonnonekosysteemien taloudellisen arvon korottaminen on keskeinen elementti sopimuksen taustalla piilevässä järjestyksessä. Viimeaikaista kansainvälistä ympäristökeskustelua on ohjannut voimakkaasti periaate, jonka mukaan ekosysteemit on säilytettävissä vain mikäli niihin kohdistuu niin suuri taloudellinen hyödyn odotus, ja että tämä odotettavissa oleva hyöty ylittää muiden

vaihtoehtoisten maankäyttömuotojen (konversioiden) antaman hyötyodotuksen (ks. esim. Brown ja Pearce 1994, Pearce ja Moran 1994, Goldin ja Winters 1994). Tässä biodiversiteettisopimuksen tausta-ajattelu poikkeaa voimakkaasti Suomessa vallalla olleesta ympäristönsuojeluperinteestä, jossa pääpaino on asetettu viranomaispäätöksiin ja aluesuojeluun (Krattiger et al. 1994, IUCN 1995).

Biodiversiteettisopimukseen kulminoitunut uusi ajattelu suhtautuu täten periaatteessa hyvin myönteisesti metsäteollisuuden kaltaisiin elinkeinoihin, sillä nämä tuovat luonnonekosysteemeille taloudellista lisäarvoa, jonka toivotaan pitkällä aikavälillä johtavan näiden ekosysteemien säilymiseen.

Suurten kansainvälisten ympäristönsuojelujärjestöjen rooli biodiversiteettisopimuksen laadinnassa on ollut keskeinen. Järjestöistä mm. Kansainvälinen luonnonsuojeluliitto IUCN, World Resources Institute WRI ja Maailman luonnonsäätiö WWF ovat osallistuneet hallitusten edustajien lisäksi sopimuksen luonnosteluun. Tästä syystä näiden toiminnassa jatkossa on odotettavissa myönteinen suhtautuminen alkuperäisekosysteemejä hyödyntävään metsäteollisuuteen, mikäli puuntuotantoon liittyvät biodiversiteettikysymykset saatetaan niitä tyydyttävälle tasolle.

Biodiversiteettisopimus ei sisällä yksityiskohtaisia määräyksiä siitä, miten metsäekosysteemin biodiversiteetin suojaaminen maakohtaisesti tulee toteuttaa. Veloitteena on kuitenkin maakohtaisten biodiversiteettistrategioiden laatiminen (Artikla 7).

Suomi on noudattamassa Artikla 7:n sitoumia lähinnä (1) kestävän kehityksen toimikunnan työn puitteissa; (2) Suomen ympäristökeskuksen luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman (LUMO) ja muun tutkimustoiminnan puitteissa ja (3) aloittaen kansallisen biodiversiteettistrategian laadinta. Kansallisen biodiversiteettistrategian hahmottelu on käynnistynyt ympäristöministeriön biodiversiteettitoimikunnan asettamisella, joka 10.3.1995 jätetyssä mietinnössään esittää ministeriökohtaisten ohjelmien tekoa luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi (Biodiversiteettityöryhmän mietintö, Työryhmän raportti 4/1995, Ympäristöministeriö). Nämä ohjelmat kootaan keväällä 1996 kansalliseksi strategiaksi. Metsiä koskeva maa- ja metsätalousministeriön biodiversiteettistrategia tullee pohjautumaan Metsätalous ja ympäristö -mietinnössä esitetyille periaatteille (Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän mietintö 1994:3, Maa- ja metsätalousministeriö). Ympäristöministeriö laatii oman strategiansa.



## **BIODIVERSITEETTISOPIMUKSEN KESKEISET PERIAATTEET**

- Kestävä kehitys on alkuperäisluonnon suojaamisen edellytys: Sopimuksen pääpaino on taloudellisten ohjauskeinojen luomisessa biodiversiteetin säilyttämiselle.
- Biodiversiteettisopimus on statukseltaan kansainvälinen laki.
- Sopimus ei sisällä maita sitovia sanktioita biodiversiteetin säilyttämisen yksityiskohdista. Se kuitenkin kehottaa sopijavaltioita kartoittamaan keskeisten ekosysteeminsä laji-, geeni- ja maisemaelementit sekä huolehtimaan näiden monipuolisuuden kestävästä käytöstä ja säilyvyydestä. Valtiot asettavat itsenäisesti tavoitteensa sille tasolle, millä biodiversiteettiä ylläpidetään.
- Sopimus painottaa taloudellisen toiminnan sopeuttamista biodiversiteetin suojelemiseen: valtioiden suorittamat luonnonsuojelutoimet katsotaan riittämättömiksi.
- Sopimuksen on allekirjoittanut n. 170 valtiota.
- Astui voimaan 29.12.1993: tällöin 36 ratifioijamaata.
- Suomi ratifioi heinäkuussa 1994, sopimus astui Suomen osalta voimaan lokakuussa 1994.
- Rahoitus: teollisuusmaat sitoutuvat maksamaan kehitysmaille sopimuksesta johtuvat lisääntyneet ympäristönsuojelukulut ("incremental costs"). Teollisuusmaiden biodiversiteetikulut koituvat niiden itsensä maksettaviksi.
- Rahoitusmekanismi: väliaikaisjärjestelyin Global Environment Facility (GEF), jota hallinnoivat Maailmanpankki, YK:n ympäristöjärjestö UNEP ja YK:n kehitysjärjestö UNDP.
- GEF rahoittaa maailmanlaajuisia biodiversiteettiin liittyvää arviointitutkimusta (Global Biodiversity Assessment, GBA), joka kohdistuu myös pohjoisiin havumetsiin. Arvioinnissa keskeisellä sijalla on metsätalouden menetelmien sopeuttaminen vastaamaan luontaisia häiriösyklejä. GBA julkaistaan loppuvuodesta 1995.
- Väliaikainen sihteeristö perustettu, toimii Genevessä YK:n ympäristöjärjestö UNEPin yhteydessä. Sihteeristöltä on tilattavissa sopimukseen liittyvää materiaalia, josta tärkein on sopimuksen osapuolten kokouksen (Conference of Parties) tekemät lisäykset ja muutokset sopimustekstiin, sekä sopimuksen tulkintaan liittyvät päätökset.
- Osaamisen, teknologian siirto teollisuusmaiden ja kehitysmaiden välillä.
- Geenivarojen käytön korvauseriaatteiden standardointi.

On syytä huomata, että biodiversiteettikysymys Suomessa on toki metsiä laajempi teema; aiheeseen liittyy mm. kysymys geenioikeuksien omistamisen järjestelystä Suomessa sekä muiden ekosysteemien kuin metsien monimuotoisuuskysymykset. Biodiversiteettialaan kuuluu tärkeänä osana ympäristöoikeustiede, ympäristöekonomia, kehityskaakysymykset sekä bioteknologian kehittäminen sekä teknologian ja asiantuntemuksen siirto teollisuusmaiden ja kehitysmaiden välillä.

Ympäristöministeriön työryhmä on esittänyt SILMUn kaltaisen biodiversiteettiin liittyvän tutkimuskokonaisuuden käynnistämistä Suomen Akatemian alaisuuteen. Tähän kokonaisuuteen kuitenkin esitetään sijoitettavaksi metsäasioiden lisäksi myös muita biodiversiteettiteemoja kuten edellä mainitut oikeustieteellinen, ympäristötaloustieteellinen ja kehitysmaihin suuntautuva tutkimus.

### **Biodiversiteetti ja metsätalous**

Biodiversiteettisopimus laajana puiteasiakirjana ei sellaisenaan anna sitovia ohjeita metsänkäsittelymenetelmien soveltamisesta biologisen monimuotoisuuden suojaamiseksi. Sopimuksen artiklat 6-8 antavat kuitenkin varsin yksityiskohtaisen listauksen biodiversiteetin seurantaan liittyvistä toimista, suojelun tehostamisesta sekä ekosysteemien talouskäytön soveltamisesta biodiversiteetin säilyttämiseen kestävällä tasolla.

Suomen osalta viimeksi mainittu sektori koskee ennen muuta kysymystä talousmetsien biodiversiteetin ylläpidosta (Haila ja Kouki 1994). Biodiversiteettiä ei voida tehokkaasti säilyttää vain perustamalla kattava suojelualueiden verkosto. Tämän ohien tarvitaan talouskäytössä olevien metsien metsänhoidon suunnittelua siten, että lähinnä vanhojen metsien piirteitä voidaan ylläpitää myös talousmetsissä osana normaalia hakkuukiertoa. Näitä piirteitä ovat ennen muuta lahopuumäärien ja maapuiden osuuden lisääminen sekä elävän puun jättäminen pystyyn päätehakkuiden ja harvennusten yhteydessä. Nämä periaatteet ovat meillä jo toteutumassa mm. Tapion uusissa metsänhoidon ohjeissa ja eräiden metsäyritysten omia metsiä koskevissa käsittelyohjeissa.

Metsätalouden vaikutuksia eliölajien menestyvyyteen tarkastellaan modernissa metsäekologiassa kolmessa alueellisessa mittakaavassa: (1) metsäkuvion sisäinen monimuotoisuus (alfadiversiteetti), (2) metsäkuvioiden välinen monimuotoisuuden muutos (muutosdiversiteetti eli betadiversiteetti; lajiston muutos metsäkuviosta tai elinympäristöstä toiseen siirryttäessä) ja (3) metsämaisematason

monimuotoisuus (alue- eli gammadiversiteetti). Metsäkuvion sisäisen monimuotoisuuden ylläpidon kannalta tärkeitä ovat hakkuu- ja metsänuudistamismenetelmät; muutos- ja maisemadiversiteetin kannalta tärkeät tekijät liittyvät lähinnä hakkuumääriin ja hakkuukiertoon, leimikoiden suunnitteluun ja metsien ikäluokkarakenteen ylläpitoon.

Suomessa käynnissä olevat metsien biodiversiteettiin liittyvät tutkimushankkeet ovat valtaosin keskittyneet metsäkuvion sisäisen monimuotoisuuden ylläpitoon liittyviin kysymyksiin. Selvän aukon tutkimuskentässämme muodostaa beta- ja gammadiversiteettitutkimus. Näiden teemojen tutkimuksella on kuitenkin tärkeä roolinsa, ja mm. Ruotsissa aiheeseen on panostettu paljon. Ruotsin mallin mukainen monimuotoisuuden alueellisen säilyttämisen suunnittelu (ns. ASIO-malli) ei sellaisenaan sovellu Suomeen erilaisen metsänomistuspuhjan takia. Maisemallisten biodiversiteetti- ja lajien säilyttämiseen tarvitaan kuitenkin aluseurantaa, jonka toteuttamisen periaatteet ovat meillä edelleen selvittämättä.

Suomen metsäteollisuuden kannalta erään keskeisen biodiversiteettisopimukseen liittyvän teeman muodostaa Artiklan 3 kansainvälinen osa. Siinä todetaan sopijamaiden vastaavan siitä, että ko. valtion lainkäyttövallan alaiset toimet eivät vahingoita ympäristöä toisen valtion alueella tai kansainvälisesti hallituilla alueilla. Suomessa puuta ulkomailta ostavan teollisuuden on syytä kiinnittää huomiota erityisesti Venäjän, Baltian ja Valko-Venäjän alueelta tuotavan puun korjuussa toteutettaviin menetelmiin, jotka tosin ovat tiukasti ko. valtioissa noudatettavien määräysten alaisia.

### **Biodiversiteetin ylläpidon keskeiset tekijät pohjoisissa metsissä**

Pohjoisten metsien biodiversiteetin ylläpidon menetelmiä suunniteltaessa keskeistä on luonnontilaisten ja talousmetsien metsäkuvioiden ja avainhabitaattien (-elinympäristöjen) jatkuva ajallinen ja paikallinen muutostila (Esseen, et al. 1992, Haila 1994, Haila et al. 1994). Pohjoiset havumetsät ovat niissä elävän lajiston kannalta muuttuvia mosaiikkeja ("shifting mosaic"), joissa suuren ja pienen sukkessiokierron aiheuttamat muutokset edellyttävät lajistolta jatkuvaa kykyä löytää uudelleen luontaisessa kierrossa hävinneet elinympäristöt. Lahopökölön kaaduttua uuden sopivan lahoppuun täytyisi löytyä riittävän läheltä, jotta lahoppuuta käyttävä laji pystyisi sen kolonisoimaan.

Oheen on koottu luettelo niistä eliölajien kannalta tärkeistä metsän rakenteen ominaisuuksista, joita metsätalous 1900-luvulla on Suomessa muuttanut. Luettelo

perustuu pohjoismaissa julkaistuihin tutkimustuloksiin (lähinnä Hansson 1992 ja Kouki 1993, 1994):

**Metsäkuvion sisäinen rakenne:**

- Eriasteisesti lahonneen puun määrä (vähentynyt)
- Osittain palaneen puun määrä (lähes hävinnyt)
- Vanhojen lehtipuiden (haapa, leppä, pihlaja, koivu) määrän väheneminen
- Metsäkuvion vähentynyt sisäinen heterogeenisuus.

**Metsämaiseman koostumus ja rakenne:**

- Nuorten metsien osuuden kasvu
- Yhtenäisten vanhojen metsien pirstoutuminen
- Vanhan lehtipuvaiheen jääminen pois sukkession kulusta
- Metsäkuvioiden reunavyöhykkeen osuuden kasvu

Metsien rakenteen muutosten vaikutukset eliöstöön ovat olleet lajikohtaista: toiset lajit ovat hyötyneet ja toiset kärsineet. Suurin osa pohjoisen metsävyöhykkeen lajistosta on elinympäristögeneralisteja, jotka tulevat toimeen vaihtelevan ikäisissä ja rakenteisissa metsissä. Pohjoinen metsä on luonnostaan ollut jatkuvan muutoksen alaisena (esim. jääkaudet, metsäpalot, myrskytuhot), joten sopeutuminen näihin muutoksiin on ollut elinehto.

Metsätalouden kannalta vaikeammin hallittavia ovat spesialistilajit, jotka ovat riippuvaisia jostain erityisestä resurssista (esim. lahoppu tai kulot), tai lajit, jotka kärsivät metsämaiseman yleisestä pirstoutumisesta. Pirstoutumisen vaikutuksia on vaikea osoittaa lajikohtaisten taantumien taustavaikuttajaksi. Resurssispecialistien väheneminen metsissämme puolestaan liittyy lähinnä joko lahoppuun tai erityisesti osittain palaneen puun vähenemiseen. Merkittävä osuus uhanalaisten metsälajien määrästä liittyy eteläisimpien rehevien lehtomaiden kuusettumiseen.

Käytännössä eliölajiston vaatimusten huomioon ottamisessa talousmetsissä on lähinnä kaksi vaihtoehtoa: (1) metsien luontaisen dynamiikan matkiminen tai (2) suojeltavien lajien elinkiertojen kannalta kriittisten metsänrakenteeseen liittyvien ominaisuuksien palauttaminen talousmetsiin.

Molemmille lähestymistavoille on olemassa omat rajoitteensa. Luontaista metsän dynamiikkaa voidaan talousmetsissä matkia vain tiettyyn rajaan saakka ja toisaalta kaikkien lajien erityisvaatimuksia ei voida ottaa huomioon taloudellisesti kannattavassa metsätaloudessa. Siksi edustavan suojelualueiden verkoston olemassaolo yhdessä oikeiden metsienkäsittelymenetelmien rinnalla on välttämätöntä.

## **TALOUSMETSIIEN BIODIVERSITEETIN YLLÄPIDON JA HOIDON (biodiversity management ) KESKEISET OSATEKIJÄT**

(Esseen ym. 1992).

- Metsien luontaisten piirteiden (puulajisuhteet, luontaisia uusiutumismekanismeja seuraava uudistamisdynamiikka) ylläpito maisemaskaalassa.
- Uhanalaisten lajien ylläpito ja kansallisten uhanalaisluokittelujen käyttö tavoitebiodiversiteetin komponenttina.
- Populaatioiden koon pitäminen kestäväällä tasolla.
- Alueella luontaisesti esiintyvien metsätyyppien osuuksien pitäminen lähellä alkuperäistä.
- Metsäkuvioiden mosaikismin ja metsien laikkuisen ikäheterogeenisuuden ylläpitäminen.
- Metsänhoidollisista syistä vähentyneiden metsäluonnon komponenttien ennallistaminen määritellylle tasolle; erityishuomio lahoppuun määrään, palaneen puun lisäämiseen, vanhojen puuyksilöiden jättämiseen ja haavan osuuden lisäämiseen.

Kasvupaikasta riippuen metsikön sisärakenteessa tulisi pyrkiä säilyttämään luontainen heterogeenisuus. Käytännössä tämä tarkoittaa useamman puulajin kasvattamista samalla metsäkuviolla ja esimerkiksi yksittäisten edellisen puusukupolven yksilöiden säilyttämistä uudistushakkuissa. Varsinkin vanhojen lehtipuiden jättäminen uudistusosalalle on tärkeää. Uudistushakkuissa taloudellisesti arvottomat lahoppuut sekä maapuut tulee säästää. Nykyisissä metsien hoito-ohjeissa nämä näkökohdat on hyvin otettu huomioon ja käytäntöön vietynä ne tulevat parantamaan monen eliölajin elinmahdollisuuksia. Ongelmallisiakin kysymyksiä on kuitenkin vielä jäljellä: miten paljon jättö- ja lahoppuita uudistuskuviolla tulisi olla? Tai, miten ympäröivän puuston poisto ja sitä kautta mikroilmaston muuttuminen vaikuttaa esim. lahoppuilla eläviin eliöyhteisöihin?

## Tutkimustarpeet ja biodiversiteettipolitiikka

Suomen metsien biodiversiteettitutkimus on valitettavan paljon ruotsalaista tutkimusta jäljessä. Ruotsalainen tutkijayhteisö (metsätieteet, biologiset tieteet ja ympäristöekonominen tutkimus) olivat tietoisia biodiversiteettisopimuksen merkityksestä metsäsektorin ympäristöaiheiselle tutkimukselle selvästi ennen Suomea. Ruotsissa toteutettiin jo 1990-luvun alkuvuosina biodiversiteettisopimuksen jälkeistä tilannetta silmälläpitäen laajoja poikkitieteellisiä tutkimusohjelmia talousmetsien biodiversiteetin ylläpidosta. Näissä tutkimuksissa asiaa lähestyttiin niin monimuotoisuuden suojelun kannalta kuin vaihtoehtoisten suojelustrategioiden vertailevan kustannusanalyysin kautta. Nämä hankkeet ovat olleet keskeisesti vaikuttamassa siihen, että Ruotsissa metsäkeskustelu ei ole riistäytynyt yhtä äärimmäiseksi kuin mikä tilanne on tämänhetken Suomessa. Ympäristöjärjestöjen kritiikkiä on Ruotsin osalta lieventänyt ilmeinen poikkitieteellinen tutkimusaktiiviteetti ja pyrkimys tutkimustulosten ennakkoluulottomaan soveltamiseen metsänhoidollisissa pilottihankkeissa.

Suomessa on nähtävillä pikainen tarve aitoon poikkitieteelliseen tutkimusotteeseen biodiversiteettikysymysten hallitsemiseksi. Jatkossa toteutettavissa hankkeissa tulee olla mukana niin luonnontieteellistä, metsätieteellistä, sosiologista kuin ympäristöekonomista osaamista. Tämä ote on tärkeää myös suomalaisen metsäosaamisen projektiviennin takia; Itä-Euroopassa ja kehitysmaissa jatkossa toteutettavissa laajoissa metsähankkeissa (erityisesti GEF-hankkeet) biodiversiteettisektorin monipuolinen tuntemus on välttämätöntä.

Vastaavasti Suomen metsien biodiversiteettikysymysten osalta tarvitaan tiettyä metodista harmonisointia; esimerkiksi käsitettä "vanha metsä" ("old growth forest") ei meillä ole yleismitallisesti määritelty, vaan eri ammattikunnat käyttävät aiheesta omia määritelmiään. Myös tiedonkeruun ja biodiversiteetin mittaamiseen liittyvien metodien harmonisointi mm. YK:n ympäristöjärjestön UNEPin julkaisemien periaatteiden mukaan olisi hyödyllistä (ks. UNEP 1993).

## Kirjallisuus

- Brown, K. & Pearce, D.W. 1994 (toim.). *The Causes of Tropical Deforestation*. - UCL Press Limited, London.
- Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. - In: Hansson, L (ed.), *Ecological principles in nature conservation* 252-325. Elsevier, London.
- Goldin, I. & Winters, L. A. 1994 (toim.). *The Economics of Sustainable Development*. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Haila, Y. 1994. Preserving ecological diversity in boreal forests: ecological background, research and management. - *Ann. Zool. Fennici* 31:203-217.
- Haila, Y., Hanski, I., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994. Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. - *Ann. Zool. Fennici* 31:187-202.
- Haila, Y. & Kouki, J. 1994. The phenomenon of biodiversity in conservation biology. *Ann. Zool. Fennici* 31:5-18.
- Hansson, L. 1992 (ed.). *Ecological principles in nature conservation*. - Elsevier, London.
- IUCN 1995. *Guide to the Convention on Biological Diversity*. - UNEP and IUCN Environmental Law Office, Geneva.
- Krattiger, A.F. et al. (eds.) 1994. *Widening Perspectives on Biodiversity*. - International Academy of the Environment and the IUCN, Geneva.
- Kouki, J. 1993. Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä - katsaus ekologiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. - *Metsähallituksen luonnon-suojelujulkaisuja*, Sarja A:11.
- Kouki, J. 1994 (ed.). *Biodiversity in the Fennoscandian boreal forests: natural variation and its management*. *Ann. Zool. Fennici* 31:1-217.
- Pearce, D. W. & Moran, D. 1994 (toim.). *The Economic Value of Biodiversity*. - IUCN ja Earthscan, London.
- UNEP 1993. *Priorities for Action for Conservation and Sustainable Use of Biological Diversity and Agenda for Scientific and Technological Research*. - UNEP/Bio. Div./Panels/Inf I.





## MONIMUOTOISUUDEN SUOJELUN ASETTAMAT VAATIMUKSET METSÄTALOUDELLE

Yrjö Haila

Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus, Turun Yliopisto, 28900 Pori

### Monimuotoisuushaasteen luonne

*Biodiversiteetin* eli luonnon biologisen monimuotoisuuden suojeleminen on noussut 90-luvulla keskeiseksi luonnonsuojelun tehtäväksi. Tämän taustana on lisääntynyt ymmärrys maapallon biosfääriä ylläpitävien prosessien luonteesta. Luonto on vaihtelevaa kauttaaltaan, ja juuri luonnon läpikäyvä vaihtelevuus on sen uusiutuvuuden perustana. Luonnon vaihtelevuutta eli biodiversiteettiä on siis vaalittava. Tälle väitteelle voidaan esittää teoreettisia perusteita, jotka nojautuvat näkemykseen elämästä termodynamiikkaan perustuvana itseorganisoituneena prosessina. Käytännöllisemmin luonnon monimuotoisuuden ja uusiutumiskyvyn keskinäinen suhde voidaan kiteyttää seuraaviin kolmeen näkökohtaan: (1) monimuotoisuus parantaa luonnon puskuroitumista häiriöitä vastaan, (2) monimuotoisuus ylläpitää yksilöiden vaihtelevuuteen sisältyvää lyhyen aikavälin sopeutuvuutta, ja (3) monimuotoisuus turvaa (geneettisen) raaka-aineen luonnonvalinnalle (kansainvälisen kirjallisuuden perusviitteitä ovat esimerkiksi Solbrig 1991, Wilson 1992, Schulze & Mooney 1993; ks. Kouki 1993, Haila 1994a, Haila & Kouki 1994, Haukioja 1995).

Monimuotoisuuden suojeleminen on tiivistetty YK:n kehityskonferenssissa Rio de Janeirossa 1992 vahvistettuun sopimukseen, jonka myös Suomi on ratifioinut. Oleellinen biodiversiteetisopimuksen ulottuvuus on, että se kiinnittää huomion taloudellisen toiminnan alaisiin alueisiin. Suojelualueiden perustaminen, niin tarpeellista kuin tämä monesta syystä onkin, ei riitä ratkaisemaan monimuotoisuuden suojeleminen tarvetta. Sopimuksen velvoitteet siis muuttavat taloudellisten toimintojen ehtoja: toiminnot, jotka tuhoavat biologista monimuotoisuutta, tulevat jo läheisessä tulevaisuudessa joutumaan rajoitusten kohteeksi. Sopimuksella tulee olemaan huomattavia vaikutuksia luonnonvarojen välittömästi hyödyntävien perustuotannon haarojen toimintaehtoihin.

Metsä on Suomessa luonnollisista syistä keskeinen biodiversiteetin vaalinnan kohde. Huomattava osa maamme luontaisesta biologisesta monimuotoisuudesta on sidoksissa metsäluontoon, mutta toisaalta juuri metsät ovat maamme tärkein luonnonvara ja siis voimaperäisen taloudellisen toiminnan kohteena. Rion sopimuksen velvoitteet on myös eksplisiittisesti ulotettu kattamaan metsäluonto Euroopan metsäministerien kokouksen päätöksin.

Millainen vaikutus voimaperäisellä metsätaloudella on ollut metsäluonnon biologiseen monimuotoisuuteen? Vaikutus on ollut negatiivinen. Tämän osoittavat yhtäältä uhanalaisuusluettelot, toisaalta lintukantojen pitkäaikaisseurannat (Järvinen & Väisänen 1977, 1978, Järvinen et al. 1977, Virkkala 1987, 1991); muista eliöryhmistä kuin linnuista sekä riistanisäkkäistä vastaavaa kvantitatiivista aineistoa ei ole. Tosin metsätalouden negatiivinen vaikutus on myös haluttu kiistää. Esimerkiksi professori Kullervo Kuusela kirjoitti Pohjolan Sanomien 3. 1. 1995 julkaisemassa artikkelissa "Uhanalainen metsätalous" seuraavasti: "Kuitenkaan ei ole tieteellisesti luotettavaa näyttöä siitä, johtuuko lajien harvinaisuus yksilöidystä metsätalouden toimenpiteestä, jostakin muusta ihmisen toimenpiteestä, tai lajiston omasta luonnondynamiikasta".

Professori Kuuselan väittäminen on harhaanjohtava. Hän antaa kirjoituksessaan ymmärtää, että metsätalouden uhanalaisuusvaikutuksia koskevat arviot perustuvat pelkästään ajalliseen korrelaatioon eli havaintoon, että uhanalaisiksi luettujen metsälajien harvinaistuminen on tapahtunut yhtäaikaan metsätalouden voimaperäistymisen kanssa. Arvioiden perustana ei kuitenkaan ole pelkkä ajallinen korrelaatio (missä tapauksessa tieteellinen näyttö todella voisi olla epäilyksenalainen), vaan niiden perustana on tieto ekologisista mekanismeista, joiden välityksellä metsätalous heikentää uhanalaisten lajien elinmahdollisuuksia. Tärkein mekanismi on se, että voimaperäinen metsätalous johtaa erikoistuneiden lajien elinympäristöjen häviämiseen. Tätä seikkaa on eritelty sekä uhanalaistoimikunnan mietinnössä että ympäristöministeriön ja maa- ja metsätalousministeriön laatimissa metsätalousohjeissa. Erittäin selvästi vaikutuksen ovat tuoneet esiin tutkimukset, joissa on verrattu Suomen ja Venäjän Karjalan metsähyönteislajistoja toisiinsa (ks. Juha Siitosen artikkeli toisaalla tässä julkaisussa). Muita, korkeat metodologiset kriteerit täyttävien tutkimuksien osoittamia esimerkkejä metsätalouden kielteisistä vaikutuksista suomalaisen metsäluontoon ovat metsokannan heikkeneminen talousmetsissä soidinpaikkojen tuhoutumisen seurauksena (Lindén & Pasanen 1987) sekä lapintiaisen pesimätuloksen heikkeneminen harvennusmetsissä pienilmaston muuttumisen ja ravinnon vähenemisen seurauksena (Virkkala 1990).

Biologisen monimuotoisuuden suojelua koskeva sopimus on ehdoton: se koskee kaikkia kunkin sopijamaan alkuperäiseen lajistoon kuuluvia organismeja. Suomalaisille ei ole varattu erioikeutta ryhtyä keskustelemaan siitä, kuuluuko maassamme aiemmin esiintynyt mutta nyttemmin hävinnyt lahopuukovakuoriainen - vaikkapa haapasepikkä (*Hylochares cruentatus*), joka edelleen esiintyy Venäjän Karjalassa (Siitonen & Martikainen 1994) - suojelun piiriin vai ei. Se kuuluu.

Painotettakoon siis yllä esittämäni seikkaa vielä kerran. Jos erikoistuneet elämäntavat omaavien lajien vaatimat ympäristötyypit tuhoutuvat, myös kyseiset lajit häviävät. Tällöin se yhteiskunnallinen toiminto, joka johtaa kyseisten ympäristötyyppien tuhoutumiseen, on kyseisten lajien häviämisen syy. Koska edellä sanottu pätee suomalaiseen metsätalouteen ja metsälajiston ehtoihin, on todistustaakka metsäluonnon biologista monimuotoisuutta vaalittaessa metsätaloudella, toisin sanoen, metsätalouden velvollisuus on osoittaa, että se ei aiheuta korvaamattomia vaurioita metsäluonnon monimuotoisuudelle (todistustaakan käsitteestä ks. Hiedanpää 1994, Haila 1995).

Tämä tietenkin edellyttää, että biologisen monimuotoisuuden 'tason' tai 'määrän' arvioinnille kyetään esittämään kriteerejä. Tällaisten kriteerien nojalla on voitava myös todeta monimuotoisuudessa tapahtuneet muutokset. Koska biologinen monimuotoisuus jakaantuu käsitteellisesti useaan komponenttiin -- ekosysteemit, lajit, geenit -- sen suojelulle ei ole samalla tavoin yksikäsitteisiä, erilaisiin tilanteisiin soveltuvia kriteerejä kuin esimerkiksi lajisuojelulle. Kriteerit eriytyvät tilanteen ja toiminta-alan mukaan (Haila & Kouki 1994, Haila & Margules, *käsikirjoitus*). Seuraavassa jaksossa esitän viisi yleistä periaatetta, joiden nojalla voidaan johtaa monimuotoisuuden seurannan kriteerejä; kolmannessa jaksossa täsmennän näitä kriteerejä suomalaisen metsäluonnon osalta; neljännessä jaksossa hahmottelen suuntaviivoja metsäluonnon monimuotoisuuden seuranta-järjestelmälle; ja viimeisessä jaksossa palaan kysymykseen: 'millainen uhka voimaperäinen metsätalous on suomalaisen metsäluonnon monimuotoisuudelle?'

## **Monimuotoisuuden suojelu: viisi periaatetta**

### **1) Läpäisevyys**

Monimuotoisuuden suojelu eroaa perinteisestä luonnonsuojelusta perimmältään siksi, että monimuotoisuus ei ole luonnon 'kohde' vaan 'luonteenpiirre'. Luonnon 'kohteita' voidaan suojella sulkemalla ne luontoa muuttavien ihmisten

toimintojen vaikutuksen ulkopuolelle. Luonnon 'luonteenpiirteiden' kohdalla tämä ei ole mahdollista, vaan niiden säilymisestä on pidettävä huolta läpikäyvästi inhimillisten toimintojen yhteydessä. Monimuotoisuuden suojelun ensimmäinen periaate on siis *suojelun läpäisevyys*: se on otettava huomioon kaikkien luontoa muokkaavien inhimillisten toimintojen yhteydessä.

## 2) *Luontainen lajisto*

Ekologisten näytteiden lajistollisen monimuotoisuuden mittaaminen sekä eri näytteiden keskinäinen vertaaminen todettiin kiinnostavaksi ongelmaksi jo vuosikymmeniä sitten. Ekologisessa tutkimuksessa alan klassikoita ovat Fisher et al. (1943) sekä Williams (1964); lajistollisen monimuotoisuuden mittaamiseen käytettyjä lukuisia indeksejä sekä niiden ongelmallisuutta esittelee esim. Kouki (1993). Vastaavia laskennallisia menetelmiä ja indeksejä on kehitetty geneettisen monimuotoisuuden kvantifiointiin (Lokki et al. 1986). Biodiversiteetin kolmannen päätasen, ekosysteemien vaihtelevuuden, arvioiminen indeksejä käyttäen on sen sijaan ongelmallisempaa kahdesta syystä: (i) 'ekosysteemi' ei ole samalla tavoin selvärajainen yksikkö kuin laji tai geeni; ja (ii) ekosysteemityyppien vaihtelevuus on kaksiulotteinen, ns. 'pien-ekosysteemien' osalta jopa osittain kolmiulotteinen suure (koska esimerkiksi lahopuun 'pienekosysteemin' laatua määrää se, onko kyseessä pysty- vai maapu).

Lajistollista ja etenkin geneettistä monimuotoisuutta osoittavat indeksit ovat käyttökelpoisia vertailututkimuksissa, mikäli vertailun kohteena olevat yksiköt ovat keskenään yhteismitallisia. 'Yhteismitallisuus' on tässä yhteydessä ekologinen suure ja määräytyy sen mukaan, onko kyseinen vertailu ekologisesti mielekäs. Esimerkiksi eri tavoin käsitellyt metsiköt ovat keskenään ekologisesti 'yhteismitallisia', mutta metsien lintulajisto ja sisävesien kalalajisto eivät ole. Kaikissa tapauksissa indeksien käyttökelpoisuutta biodiversiteettitutkimuksissa kuitenkin rajoittaa se, että biodiversiteetti ei ole pelkästään määrällinen vaan myös laadullinen suure. Ei ole oikein sanoa, että mäntymetsässä on "vähemmän" biodiversiteettiä kuin lehtimetsässä, vaikka mäntymetsän lajimäärä on keskimäärin alhaisempi kuin lehtimetsän, koska kyse on eri lajeista. Osa karujen mäntymetsien ominaislajistosta ei tule toimeen millään muilla metsätyypeillä.

Biodiversiteetin arvioinnissa tulee siis aina *ottaa yhdeksi perusteeksi kyseessä olevan alueen luontainen lajisto*. Termiä 'luontainen lajisto' ei tietenkään voi tulkita kirjaimellisesti, koska luonto muuttuu joka tapauksessa koko ajan ja koska ihmistointen vaikutus on ammoisista ajoista asti ollut osa tätä luonnon

muuttumista (Haila & Levins 1992). Ihmistoimet ovat esimerkiksi suuresti tehostaneet lajiston kulkeutumista uusille alueille. Terveen järjen ja kiihkottoman harkinnan nojalla lajiston luontaisuuden arvioinnin mahdolliset ongelmat voidaan kuitenkin varmasti ratkaista.

### *3) Monimuotoisuutta ylläpitävät prosessit*

Miksi eri luontotyypeillä on eri ominaislajit? Tähän on kaksi toisiinsa kytkeytyntä yleistä syytä: yhtäältä ympäristöolot eri luontotyypeillä poikkeavat toisistaan, ja toisaalta eri lajit ovat sopeutuneet eri olosuhteisiin. Tavallaan ensinmainittu tekijä on ensisijainen, sillä eri luontotyyppien lajisto on historiallisesti 'valikoitunut' kunkin erityisissä olosuhteissa menestyvistä lajeista. Evoluutiivinen sopeutuminen on ollut tässä pitkällä aikavälillä vaikuttava tekijä.

Mikään luontotyyppi ei kuitenkaan ole muuttumaton. Päinvastoin, ekologisessa tutkimuksessa on 70-luvulta lähtien korostettu, että luontotyypit ovat itse asiassa jatkuvien pienimittakaavaisten häiriöiden ylläpitämiä (ks. Haila & Levins 1992: 240-247). Jotkut häiriötyypit kuten metsäpalot muuttavat kerralla olosuhteita laajalla alueella, hehtaarien tai neliökilometrien mittakaavassa, mutta toiset kuten yksittäisten kasviyksilöiden lakastuminen ja lahoaminen vaikuttavat neliösenttimetrien tai neliömetrien mittakaavassa. Kaikkien häiriöiden yhteinen piirre on, että ne muuttavat olosuhteita paikallisesti ja käynnistävät eliöstön muutosta eli sukkessiota. Määrätty luontotyyppi on tällaisten sukkessioprosessien tuottama ja ylläpitämä: se, mikä esimerkiksi vanhassa metsässä on "pysyvää", on sille ominaisten pienimittakaavaisten sukkessioprosessien kokonaisuus -- puuston ja muun kasvillisuuden vähittäinen vaihtuminen, karikkeen sekä kuolleiden runkojen lahoaminen, jne. Tavallaan eri ekosysteemit ovat määrätynlaisten pienimittakaavaisten sukkessioprosessien ylläpitäjiä; Holling (1992) soveltaa tätä ajattelua pohjoisiin havumetsiin.

Tietylle luontotyyppille ominaisen biodiversiteetin säilymisen määrää siis se, jatkuvatko sille ominaiset pienimittakaavaiset sukkessioprosessit riittävässä laajuudessa. 'Riittävän laajuuden' kriteerinä on ko. sukkessioprosesseista riippuvaisen lajiston elinehtojen jatkuvuus. Esimerkiksi 3-8 vuotta kuolleena ollutta koivupötkkelöä vaativan sienilajin kannalta koivuja lahoaa riittävästi -- yksittäisten koivujen kuolemiseen johtaneiden paikallisten 'häiriöiden' seurauksena -- mikäli sopivan ikäisiä runkoja on tarjolla koko ajan. On ilmeistä, että erityislaatuisten 'pienbiotooppien' esiintymisen jatkuvuus on tärkeä monien

erikoistuneiden metsälajien menestymistä rajoittava tekijä (Esseen et al. 1992, Siitonen & Martikainen 1994).

Tästä seuraa biodiversiteetin suojeluun nähden seuraava johtopäätös: *on turvattava kullekin luontotyyppille ominaisten, monimuotoisuutta ylläpitävien sukkessioprosessien jatkuminen*. Vastaavalla tavalla suhtaudumme elinvoimaisten populaatioiden suojeluun. Tavoitteeksi ei aseteta muuttaa populaation jäsenet kuolemattomiksi vaan se, että populaatioon liittyy uusia, lisääntymisiään saavuttavia jäseniä keskimäärin samaa vauhtia kuin vanhat menehtyvät.

#### 4) Uhanalaiset lajit

Koska eri lajien menestyminen on riippuvaista niiden elinvaatimukset täyttävien 'pienbiotooppien' jatkuvasta uusiutumisesta, voitaisiin ehkä ajatella, että parhaat kriteerit biodiversiteetin suojelulle saataisiin näistä prosesseista eikä yksittäisistä lajeista. Tämän ajatuksen kirjaimellinen noudattaminen olisi kuitenkin hyvin ongelmallista, koska useimpien lajien elinvaatimuksia ei tunneta kovin täsmällisesti. Tiedot uhanalaisista lajeista ovat erityisen puutteellisia, koska lajit ovat useimmiten hyvin vähälukuisia. Näin ollen lajit itse ovat kaikkein luotettavin osoitin (eli 'indikaattori') omien elinehtojen täyttymiselle. Eri lajit voivat sitä paitsi jossakin määrin 'indikoida' toistensa elinehtoja. Tästä on paljon keskusteltu Yhdysvaltain luoteisvaltioiden vanhoissa metsissä elävän täpläpöllön suojelukiistojen yhteydessä. Täpläpöllö vaatii suhteellisen laajoja vanhan metsän alueita, ja voidaan perustellusti olettaa, että missä pöllöt menestyvät, siellä lukuisat muut vanhaa metsää vaativat lajit menestyvät myös. Samaa päättelyä voidaan soveltaa valkoselkätikan suojeluun Suomessa. Tikka vaatii menestyäkseen koivuvaltaista, lahopuita käsittävää metsää, ja missä tikat menestyvät, siellä lukuisat muut koivumetsien erityislajit menestyvät myös.

Niinpä biodiversiteetin arvioinnissa *korvaamaton kriteeri on yksittäisten lajien, erityisesti uhanalaisten lajien menestyminen*. Tämän ohella erilaisten häiriöiden tuottamien sukkessioprosessien mukaan luokitellut luontotyypit ovat käyttökelpoinen biodiversiteetin alustavan kartoituksen työväline alueilla, joiden luonnosta tiedetään alunperin hyvin vähän; esimerkiksi australialaisilla ekologeilla on tästä tärkeitä kokemuksia, joita voitaisiin soveltaa muuallakin ja pienemmässä mittakaavassa, ks. Margules (1989) ja Margules & Austin (1991).

### 5) *Varautumisperiaate*

Luonto ei ole tasapainossa, vaan luonnon muutos on pohjimmiltaan satunnaisten prosessien ajamaa (ks. Haila 1987, 1992). Kun 'sattuma' toteutuu riittävän dramaattisessa muodossa, annamme sille nimen 'katastrofi' (Haila & Levins 1992: 247-248). Esimerkiksi dinosaurusten tuhoutumiseen johtanut tapahtumasarja noin 70 miljoonaa vuotta sitten oli mitä ilmeisin 'katastrofi', kaikesta päättäen meteorin törmäyksen aiheuttama. Myös Keski-Siperian kuivan kesän 1915 valtavat metsäpalot, joita esiintyi noin 1 800 000 km<sup>2</sup> alueella, olivat epäilemättä 'katastrofi' (Schostakowitsch 1926).

'Katastrofit' ovat määritelmän mukaan harvinaisia. Luonnon "normaaliin" kulkuun paljon niitä merkittämpi panos on erilaisten yhteensattumien (eli 'kontingenssin') tuottamalla ainutkertaisilla tapahtumasarjoilla. Tarkkaan ottaen kaikki luonnon yksiköt ovat ainutkertaisia jo yksinomaan siitä syystä, että ne ovat muodostuneet suuresta määrästä erilaisia alemman tason yksiköitä sekä niiden eriaisteisia osayhdistelmiä (solut molekyyleistä, yksilöt soluista, populaatiot yksilöistä, ekosysteemit populaatioista, jne.). Kuten alussa totesin, on hyviä teoreettisia perusteita olettaa, että satunnainen vaihtelu on raaka-aine, joka tekee elollisen luonnon evoluution eli vähittäisen itseorganisoitumisen ylimalkaan ymmärrettäväksi ja selitettäväksi (Brooks & Wiley 1988, Weber et al. 1988, Kauffman 1993; ks. Haila 1994a). Elollisen luonnon vaihtelun perimmäinen satunnaisluonne on otettava huomioon biodiversiteetin suojelussa. Miten?

Luonnon vaihtelun satunnaisuudella on useanlaisia käytännöllisiä seuraamuksia. Ensiksikin, tietty vaihtelun laji voi normaalitilanteissa uusiutua luonnostaan pelkän satunnaisen vaihtelun tuloksena. Tämä koskee esimerkiksi elinvoimaisen, suvullisesti lisääntyvän populaation geneettistä muuntelua: se uusiutuu jatkuvasti mutaatioiden sekä lisääntymisen yhteydessä tapahtuvan geeniaineksen rekombinaation tuloksena. Geneettinen muuntelu on biodiversiteetin tärkeä ulottuvuus, mutta tällaisessa tapauksessa selvästikin luontaiset prosessit turvaavat sen säilymisen itsestään (Lande & Barrowclough 1987, Haukioja 1995).

Ei kuitenkaan ole mitenkään varmaa, että luontainen, satunnaisprosessien ajama vaihtelu säilyy jatkuvasti entisissä rajoissa. On varmasti totta, että hyvin runsaiden lajien -- kuten peipon tai kuusen -- geneettisen muuntelun säilymisestä ei tarvitse kantaa huolta, mutta mitä vähälukuisemmasta populaatiosta on kyse, sitä suuremmaksi huolen aiheeksi sen geneettisen monimuotoisuuden säilyminen muodostuu. Pienet populaatiot ovat hyvin alttiita sattumalle, jonka merkitys

monien sukupuuttoon johtaneiden kehityskulkujen osana onkin hyvin tunnettu (Järvinen & Miettinen 1987).

Ekologisesti merkityksellinen 'sattuma' esiintyy sitä paitsi monissa muodoissa. Lisäksi inhimillisten tointen vaikututus satunnaisen vaihtelun eri 'lajeihin' on itsessään vaihteleva. Esimerkiksi ilmaston vähittäinen muuttuminen ns. kasvihuoneilmion seurauksena tulee oletettavasti lisäämään säätilan vaihtelua. Toisaalta biotooppien rakenteen yksipuolistuminen kaventaa luontaista vaihtelua. Samoin vaikuttaa esimerkiksi laajojen yhtenäisten metsäalueiden pirstoutuminen muiden ympäristötyyppien kuten peltojen toisistaan eristämiksi saarekkeiksi, koska monien luontaista vaihtelua ylläpitävien prosessien toistuminen riittävän taajaan edellyttää kohtuullisen laajoja pinta-aloja (Pickett & Thompson 1978).

Luontaisen vaihtelun satunnaisuudesta seuraa biodiversiteetin suojelun viides periaate: *on varauduttava epävarmuuteen*. Tästä käytetään usein nimitystä 'varautumisperiaate' (eli 'precautionary principle'). Koska vaihtelua on monenlaatuista, periaatetta on sovellettava käytäntöön eri tilanteissa eri tavoin. Tämä edellyttää tilannesidonnaista herkkyyttä, jonka tulisi vaikuttaa luonnonvarojen käytön suunnitteluun ja toteutukseen asti (Hiedanpää 1994). Keskeinen metodologinen, ekologiaan liittyvä 'varautumisperiaatteen' seuraus on, että on kiinnitettävä huomiota luontaisten ilmiöiden *vaihteluväleihin*, ei ainoastaan keskiarvoihin. Luonnon säännönmukaisuudet ovat usein luonteeltaan tilastollisia. Koko biodiversiteetti-käsitteessä on kyse ilmiöstä, jota ei voi kuvata keskiarvolla. 'Varautumisperiaatteen' perustana ovat niin muodoin luonnon prosessien tilastolliset säännönmukaisuudet.

### **Metsäluonnon monimuotoisuutta ylläpitävät prosessit**

Sovellan seuraavassa edellä esittämiäni periaatteita suomalaisen metsäluonnon biodiversiteetin arviointiin. On täysin ilmeistä, että pohjoisen metsäluonnon eli taigan monimuotoisuus on luontaisten häiriöiden tuottamaa ja ylläpitämää ja, että nämä häiriöt jäsenyvät useaan eri aika-tila mittakaavaan alkaen jääkauden 100 000 vuoden mittaisista ilmastosykleistä aina pienialaisiin ja lyhytaikaisiin kasvillisuusmuutoksiin asti (kansainvälisiä perusviitteitä ovat Loucks 1970, Shugart 1984, Birks 1986, Bonan & Shugart 1989, Hunter 1990, Delcourt & Delcourt 1991, Hansson 1992, Shugart et al. 1992, Apler et al. 1993, Pastor et al. 1995; ks. Kuusela 1990, Kouki 1993, Haila 1994b, Haila et al. 1994a). Suuren mittakaavan muutokset ovat muokanneet ne historialliset reunaehdot, joiden rajoissa 'keskimittakaavan' ekologiset prosessit tapahtuvat (Salthe 1985).



Historiallisesti muotoutuneisiin reunaehtoihin kuuluu myös pohjoisten metsäalueiden nykyisen lajiston koostumus. Tähän ovat vaikuttaneet yhtäältä lajiston evoluutiohistoria, toisaalta jääkauden jäätiköitymisvaiheiden aikana tapahtuneet satunnaiset sukupuutot lajiston "talvehtimisalueilla" Etelä-Euroopassa (Birks & Line 1993).

Useissa artikkeleissa teoksessa Haila et al. (1994a) käsitellään taigan kasvillisuuden ominaista muutosdynamiikkaa, joka vaikuttaa puolestaan eläimistön elinehtoihin. Taigan kasvillisuudessa on itse asiassa useita sisäkkäisiä muutosyklejä. Näistä pitkäaikaisin on puuston sukkessio. Se määrää kenttäkerroksen kasvillisuutta, joka on nuorissa avoimissa metsissä heinä- ja ruohovaltaista mutta muuttuu melko nopeasti latvuksen sulkeuduttua varttuneen kangasmetsän sammal- ja varpupeitteeksi, joskin muutoksen laatu vaihtelee metsätyypin mukaan (Tonteri 1994). Metsän jokaisessa ikävaiheessa tapahtuu puustosukcession ehdollistamana pienimittakaavaisempia ja nopeasyklisempiä muutosprosesseja, jotka liittyvät esimerkiksi kasvillisuuslaikkujen tai yksittäisten kasviyksilöiden korvautumiseen toisilla. Useampia vuosia kestävät prosessit, erityisesti tietenkin puun lahoaminen synnyttävät erityislaatuisia 'pienoisekosysteemejä', joiden varassa elää erikoistunutta lajistoa.

Tämä sisäkkäisten muutosprosessien kokonaisuus tuottaa ne erityislaatuiset olosuhteet, joihin taigan eri ominaislajit ovat sopeutuneet ja jotka siis määräävät taigan biodiversiteetin. Näihin suhteisiin liittyy nähdäkseni kolme strategisen merkityksen omaavaa kysymystä:

- (1) Kuinka paljon lajisto vaihtelee metsän yleisten piirteiden mukaan, siis metsätyyppien ja metsän ikäryhmien välillä?
- (2) Kuinka paljon lajisto vaihtelee pienipiirteisemmän kasvillisuusvaihtelun mukaan määrätyn metsätyypin ja ikävaiheen sisällä?
- (3) Kuinka paljon on lajeja, jotka vaativat menestyäkseen hyvin erityislaatuisia olosuhteita, esimerkiksi puun lahoamisen tuottaman määrätyn 'pienekosysteemin'? Onko tietyn tyyppisten 'pienekosysteemien' välillä lajistovaihtelua suuremman mittakaavan ympäristöolojen mukaan -- eli esiintyykö esimerkiksi kääpäkoivulla kuusikossa, männikössä, lehtimetsässä ja hakkuuaukealla eri lajisto?

Näihin kysymyksiin voidaan vastata ainoastaan empiirisen aineiston nojalla. Esitän seuraavassa eräitä arvioita, jotka perustuvat pääosin Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksella vuonna 1984 käynnistyneen ns. 'ikimetsäprojektin' tuottamiin aineistoihin.

- (1) Metsän iän vaihtelu on merkittävä lajistoeroja selittävä tekijä. Erityisesti nuorten ja avointen sekä vanhojen ja sulkeutuneiden metsien välillä on huomattavia eroja lajiston koostumuksessa ja runsaussuhteissa. Sekä avoimissa että sulkeutuneissa metsissä elää oma ominaislajistonsa, joiden suhteelliset osuudet vaihtelevat eri eliöryhmissä; linnusto painottuu varttuneisiin metsiin, kun taas maakiitäjäisten, muurahaisten ja hämähäkkien kokonaislajisto on avoimissa nuorissa metsissä runsaampi kuin suljetuissa (Haila et al. 1994b). Lehtipuusuus tiedetään monien lajien esiintymiselle tärkeäksi tekijäksi, mutta omalla tutkimusalueellamme Pohjois-Hämeessä lehtipuusuuden vaihtelu varttuneissa metsissä on liian vähäistä tämän tekijän kvantifioimiseksi.
- (2) Kasvillisuuden pienipiirteinen vaihtelu on tärkeä tekijä erityisesti nuorten metsävaiheiden maakiitäjäis-, muurahais- ja hämähäkkilajistolle (Niemelä, Haila & Punttila, *käsikirjoitus*). Myös vanhoissa metsissä maakiitäjäislajisto vaihtelee paikallisesti kasvipeitteen mukaan (Niemelä et al. 1992), mutta vähemmän kuin taimikoissa. Useat lintulajit tuntuvat suosivan biotooppien pienipiirteistä heterogeenisuutta reviirinsä valinnassa varttuneessa metsässä (Haila, Nicholls, Hanski & Raivio, *käsikirjoitus*); taimikkomosaiikissa metsälajiston esiintymisen kannalta merkityksellinen tekijä on varttuneen metsän pinta-alaosuus ympäröivällä alueella (Raivio 1994).
- (3) Erikoistuneen lajiston osuus vaihtelee eri lajiryhmissä niiden yleisten elintapojen mukaan. Suhteellisen yleiset ympäristövaatimukset omaavien lajiryhmien kuten lintujen ja maakiitäjäisten lajistosta ehkä 5-10 % voidaan lukea varttuneen metsän tiettyjä rakenteellisia tekijöitä vaativiksi 'spesialisteiksi' (Haila et al. 1994b), mutta esimerkiksi lahopuulajistossa tämä osuus on korkeampi (Väisänen et al. 1993). Käävissä elävien kovakuoriaisten esiintymisen vaihtelu osoittaa sekä kääpä- ja puulajien vaihtelun (Kaila et al. 1994) että kääpäpököllä ympäröivän maastotyyppin -- suljettu metsä vs. avohakkuu, ks. Lauri Kailan kirjoitus toisaalla tässä julkaisussa -- vaikuttavan suuresti lajiston koostumukseen.

Yllä esittämäni vastaukset ovat siinä määrin vain suuntaa-antavia, että niiden yleistäminen on hyvin hankalaa. Vaikuttaa kuitenkin siltä, että suuri vaihtelevuus on ominaista taigan eläinlajiston paikalliselle esiintymiselle; vastaavaa johtopäätöstä korostivat kasvillisuuden osalta Wein & El-Bayomi (1983). On hyvin uskottavaa, että satunnaisilla tekijöillä on suuri vaikutus tähän vaihteluun mm. sen johdosta, että kesän ja talven vaihtelu aiheuttaa vuosittain puustoa lukuunottamatta lähes täydellisen "kierron" taigan eliöyhteisöissä. Paikalliset

yhteisöt ja lajikoosteet syntyvät jokaisen kasvukauden aikana uudestaan. Kasvillisuus, joka kasvaa vuodesta toiseen entisillä sijoillaan, eritoten puusto, tuo tietenkin vuosien väliseen vaihteluun vahvan deterministisen elementin, mutta etenkin yksivuotisen sukupolvikierron omaavilla pikkueläimillä ei ole mitään keinoa "muistaa" edullisten elinympäristöjen sijaintia vuodesta toiseen, vaan niiden on joka vuosi etsiydyttävä uudelleen mahdollisimman edullisille asuinsijoille. Mikäli olettamuksemme olosuhteiden pienipiirteisen vaihtelun tärkeydestä pikkueläimien esiintymiselle pitää paikkansa, merkitsee tämä sitä, että yksilöt liikkuvat todennäköisesti laajalla alueella ja paikalliset lajikoosteet ovat niin muodoin erittäin "avoimia" eli niiden välillä tapahtuu jatkuvasti runsaasti yksilöiden vaihtoa (Niemelä, Haila & Punttila, *käsikirjoitus*).

Suuri vuosittainen vaihtelevuus ei kuitenkaan koske taigan koko lajistoa. On selvästi osoitettu, että esimerkiksi jäkälät, maksasammalet ja käävät säilyvät parhaiten vuodesta toiseen muuttumattomissa olosuhteissa samoilla kasvupaikoilla; joillekin näiden ryhmien lajeille vanhan metsän pikäaikainen 'jatkuvuus' on elinehto (Esseen et al. 1992). On oletettavaa, että ainakin osa lahopuussa elävistä kovakuoriaisista on elintavoiltaan samankaltaisia. Myös jotkut linnut ovat elinpiirinsä suhteen hyvin "konservatiivisia", esimerkiksi metso soidinpaikkojensa pysyvyyden vuoksi (Lindén & Pasanen 1987).

Selvästikin jokaiselle metsäluonnon biodiversiteetin ylläpitoa koskevalle yleiselle päätelmälle on helppo löytää poikkeuksia. Yleistykset ovat niin muodoin ennenaikaisia. On korkea aika käynnistää järjestelmällinen seuranta, jonka avulla voidaan arvioida eri suuntiin viittaavien päätelmien suhteellista oikeellisuutta.

### **Arvioinnin ja seurannan järjestäminen**

Olisi tarpeen luoda havaintoaineistoihin nojautuva menetelmä arvioida ja seurata numeerisesti metsäluonnon biodiversiteettia. Seurannan tavoite on arvioida ja ennakoida metsälajiston toimeentulon yleisissä ehdoissa tapahtuvia muutoksia sikäli kuin ne heijastuvat lajiston koostumukseen ja lajirunsausihin alueellisessa mittakaavassa. Esitän seuraavassa hahmotelman tällaisen seurantajärjestelmän toteuttamiselle.

Seurantajärjestelmän kehittäminen on mahdollista vain pitkäjänteisesti ja asteittain, sillä siihen liittyy teoreettisia ongelmia, joiden ratkaiseminen on mahdollista vain iteratiivisesti, käyttäen saatuja kokemuksia toistuvasti järjestelmän hiomiseen (Margules & Austin 1991, Haila & Margules, *käsikirjoitus*). Vaikka uhanalaiset lajit ovat biodiversiteetin suojelun keskeinen

kriteeri, ne eivät sovellu seurannan kohteiksi; tähän on sekä teoreettis-metodologisia että käytännöllisiä syitä. Seuranta on kohdennettava tavanomaiseen metsäluontoon. Koska runsaat lajit menestyvät lähes kaikkialla, diagnostista arvoa on erityisesti keskirusaiden, jossakin määrin vaatelaiden lajien esiintymisellä ja kokonaismäärillä.

Seurantajärjestelmää kehitettäessä on ratkaistava seuraavat kaksi teoreettista ongelmaa:

Ensiksi, on seurattava lajiston *alueellisia* kantoja, mutta näytteet kohdistuvat väistämättä aina tiettyihin paikkoihin joiden lajisto on *paikallisten olosuhteiden* (biotooppien) määräämää. Tätä monimutkaistaa 'maisemaekologinen' ulottuvuus: yhden paikan lajistoon vaikuttaa se, millaista biotooppia on sen vieressä (ja kuinka paljon). Näytteenoton on siis katettava systemaattisesti ja edustavasti metsäluonnon ympäristötyyppien koko "avaruus".

Toiseksi, lajiston luontaiset runsausvaihtelut (joiden säännönmukaisuuksia ja syitä ei juuri lainkaan tunneta) tekevät yksittäisten näytteiden tulkitsemisen sekä kannanmuutosten luotettavan arvioimisen erittäin vaikeaksi; yhteen paikkaan kohdistuva aineiston keruu, olipa se kuinka kattavaa tahansa, on tähän tarkoitukseen täysin riittämätöntä. Näytteenotto on siis 'hajotettava' tarkoituksenmukaiseen määrään näytepisteitä ja käytettävä kantojen kehityksen arviointiin kokonaisuusilömäärän ohella frekvenssipohjaisia indeksejä.

Käsitykseni mukaan seurantajärjestelmän tulee kattaa seuraavat neljä tasoa:

- (1) Kokonaismetsäkuvan muutosta seurataan metsäsuunnitelmia varten koottavien tilastojen avulla; tämä edellyttää tarvittavien, koko metsäkuvaa tarkoituksenmukaisesti kuvaavien yhteenvetotilastojen määrittelyä. Ongelma on, että pelkät keskiarvot esimerkiksi eri metsätyyppien pinta-aloista eivät (todennäköisesti) riitä. Luotettavien tilastokuvaajien luominen edellyttää maastoaineistoa.
- (2) Lajiston seurannan perustana ovat havaintoaineistoihin nojautuvat tilastolliset mallit, jotka kuvaavat ja ennustavat lajien esiintymistä yli metsän ympäristötyyppien "avaruuden". Tähän liittyviä teoreettisia ja metodologisia ongelmia käsitellään laajasti teoksen Margules & Austin (1991) artikkeleissa. Mallit suhteuttavat toisiinsa eläimistön esiintymisen sekä metsäkuvaa

luonnehtivan yleisen tilastotiedon. Vuosittain kerättävän seuranta-aineiston nojalla arvioidaan, tapahtuuko lajiston koostumuksessa ja runsaussuhteissa muutoksia.

- (3) Arvioiden täsmentämiseksi tarvitaan kohdennettuja, pienimittakaavaisia, tilastollisen käsittelyn ehdot täyttävä kokeita, joiden avulla verrataan eri käsittelymenetelmien vaikutusta paikallisiin eliöyhteisöihin. Tällöin alueellisen seurannan osoittamat, kokonaislajistossa tapahtuneet muutokset voidaan yhdistää paikallisesti ilmenneisiin hakkuumenetelmien muutoksiin.
- (4) Metsän alueellista koostumusta ja 'maisemakuva' seurataan paikkatietojärjestelmän avulla. Tämä voi tehostaa suuresti kohdan (1) toteuttamista, mutta paikkatietojärjestelmät vaativat tuekseen maastoaineistoa sekä realistisia tilastollisia malleja, joilla metsäeliöstön esiintyminen, siis metsäluonnon biodiversiteetin vaihtelu, voidaan suhteuttaa järjestelmän karttatietoihin.

Seurantajärjestelmän kehittäminen edellyttää vuosittain toistettavia maastotöitä, joiden tuottamat aineistot auttavat alkuvaiheessa ensisijaisesti täydentämään esiintymistä kuvaavia malleja, mutta muutaman vuoden kuluttua antavat mahdollisuuden seurata kantojen kehitystä mallien ennusteita vasten. On täysin mahdotonta arvioida, kuinka pian siirtymä mallien kehittämisestä seurantaan voi tapahtua; tämä riippuu lajiston luontaisesta vuotuisvaihtelusta, joka tunnetaan aivan liian huonosti. Tämä epävarmuus on väistämätön mutta vähenee ajan myötä; esimerkiksi 10 vuoden aikasarjan nojalla voidaan jo varmasti sanoa paljon. Toisaalta on huomattava, että jo yhdenkin vuoden aineiston nojalla voidaan täsmentää, mistä oikeastaan on kyse kun puhutaan "metsäluonnon biodiversiteetistä".

Olen teoreettisin perustein vakuuttunut siitä, että vuotuisista näytteistä osa kannattaisi ottaa samoista, muuttumattomista metsäkohteista, esim. suojelualueilta, ja osa vaihtuvilta paikoilta mutta kuitenkin siten, että metsän seudullinen 'ympäristövaraus' tulee vuosittain yhtä edustavasti katetuksi. Tämä suhde ei kuitenkaan ratkea ilman perusteellista ekologista ja tilastoteoreettista pohdintaa.

## Näköalat: voidaanko metsätalous ja biodiversiteetti sovittaa yhteen?

Tietämyksemme metsäluonnon vaihtelun luonteesta on vielä liian vähäistä, jotta olisi mahdollista laatia pitävä metsätalouden 'biodiversiteettiohjelma'. Käytännön suositusten laatiminen on toki ensiarvoisen tärkeää, ja parin viime vuoden aikana syntyneissä ohjelmissa on varmasti paljon hyvää. Keskeinen vaatimus on suositusten *iteratiivisuus*: on jatkuvasti seurattava toteutettujen toimenpiteiden vaikutuksia ja parannettava niiden nojalla voimassa olevia suosituksia (Haila & Margules, *käsikirjoitus*).

Arviot metsätalouden tähänastisista biodiversiteettivaurioista vaihtelevat suuresti. Kuten alussa totesin, professori Kullervo Kuusela ei haluaisi tunnustaa mitään vahinkoja tapahtuneen, kun taas esimerkiksi Pentti Linkola pitää maamme metsien nykyistä tilaa ekokatastrofina. Molemmat ovat varmasti väärässä: metsätalouden haitallinen vaikutus huomattavaan metsälajistomme osaan on kiistaton tosiasia, mutta toisaalta peruuttamattomia, "ekokatastrofin" nimikkeen ansaitsevia muutoksia ei ole onneksi tapahtunut. Tämä on kaikesti sen ansiota, että pohjoisten metsien luonto on ollut ja on jatkuvasti myös luonnostaan voimaperäisten muutosten kohteena. Joka tapauksessa asiantila on onnekas, ja sen tulisi antaa pontta tehostaa metsien biodiversiteetin suojelua.

Metsätalouden menetelmien muuttamisen yleisohjeeksi on usein esitetty metsän luontaisen muutoksen jäljittelyä (Hunter 1990, Hansen et al. 1991, Haila & Levins 1992). Koska biodiversiteetti on luonnon jatkuvan muutoksen uusintamaa ja ylläpitämää, suositus on varmasti perustaltaan mielekäs. On kuitenkin huomattava, että "luonnonmukaisuus" on aina osittain käsitteellinen konstruktio, jota ei voi suoraan lukea luonnosta. On siis täsmennettävä, mikä kulloinkin on "luonnonmukaisen" muutoksen tärkein osatekijä. Käsitteiseni mukaan metsäluonnon luontaisessa muutoksessa keskeisintä eliöstön monimuotoisuuden kannalta on *pienen ja keskimittakaavan sukkessioprosessien jatkuvuus*, siis ne prosessit, jotka uusintavat erikoistuneen lajiston elinehdot erilaisissa metsäympäristöissä (Haila, *käsikirjoitus*).

Metsäluonnon monimuotoisuuden vaaliminen edellyttää määrätietoisia toimenpiteitä. Nähdäkseni tämä voidaan jäsentää kolmeen eri tasoon seuraavasti (ks. Haila 1994b).

- (1) Valtakunnallisesti on huolehdittava siitä, että suojelualueiden verkko kattaa edustavasti ja riittävässä määrin metsäluonnon eri tyypit. Suojelualueet on vanhastaan ymmärrettävistä syistä perustettu subjektiivisten tuntemusten sekä satunnaisesti muodostuneiden tilaisuuksien nojalla. Olemassa olevan suojelualueiden verkon arviointiin tulisi kuitenkin käyttää systemaattisia menetelmiä (Margules et al. 1988, Pressey et al. 1993). Tämä auttaisi myös torjumaan yhä uusien ja uusien "metsäotien" puhkeamista antamalla mahdollisuuden arvioida aiemmin tuntemattomien metsäalueiden merkitystä koko olemassaolevaan alueverkkoon nähden.
- (2) Seudullisesti on huolehdittava siitä, että metsän ikäjakauma sekä eri metsätyyppien pinta-alasuhteet eivät yksipuolistu. Tähän voidaan käyttää paikkatietojärjestelmiä, joiden avulla voidaan myös ennakoida metsäkuvan kehitystä (Mladenoff et al. 1993). On kuitenkin korostettava, että pelkkä metsikkötasoinen seuranta paikkatietojärjestelmää käyttäen ei riitä biodiversiteetin seurannan menetelmäksi, koska eri lajien esiintymiskuvaa metsätyyppien seudullisen mosaiikin yli ei tunneta laisinkaan riittävän hyvin. Sitä paitsi kannanmuutosten ensimmäinen osoitus voi olla tämän esiintymiskuvan muuttuminen, mikä voidaan tietenkin havaita vain maastoaineistojen nojalla.
- (3) Paikallisesti, käytännön metsänhoitotoimien yhteydessä on huolehdittava metsän pienipiirteisen vaihtelevuuden säilymisestä. Tässä eräs keskeinen kysymys on maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön metsätalousohjelmiin sisältyvien 'avainbiotooppien' sekä esimerkiksi lahopuun säilyttäminen, mutta vaikuttaa siltä, että koko metsälajiston kannalta metsäluonnon kaikkalainen vaihtelevuus on eduksi. Vaihtelevuus lisää tilastollisesti todennäköisyyttä, että myös vähälukuiset 'spesialistilajit' tulevat toimeen taloudellisesti käsitellyissä metsissä.

Vaikuttaa siltä, että suurin uhka metsäluonnon monimuotoisuudelle on metsän rakenteellinen yhdenmukaistuminen. Tämä voi tapahtua hiipien ilman että sitä paikallisesti juuri huomaa, kuten esimerkiksi lehtipuun perkaus kasvatusmetsistä "tehometsätalouden" varhaisina vuosikymmeninä. Kaikki toimet, jotka torjuvat metsän rakenteellista yhdenmukaistumista, ovat biodiversiteetin suojelulle eduksi. Mikäli yhdenmukaistumiselta vältytään, on metsätalouden harjoittamisen ja biodiversiteetin suojelun yhdistäminen toisiinsa nähdäkseni täysin mahdollista.

## Kirjallisuus

- Apler, G. H., Johnson, N., Olson, J. T. & Sample, V. A. (eds) 1993. *Defining Sustainable Forestry*. - Island Press, Washington, DC.
- Birks, H. J. B. 1986. Late-Quaternary biotic changes in terrestrial lacustrine environments, with particular reference to north-west Europe. - In: B. E. Berglund (ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons pp. 3-65.
- Birks, H. J. B. & Line, J. M. 1993. Glacial refugia of European trees a matter of chance? - *Festschrift Zoller. Dissertationes Botanicae* 196:283-291.
- Bonan, G. B. & Shugart, H. H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:1-28.
- Brooks, D. R. & Wiley, E. O. 1988. *Evolution as Entropy. Toward a Unified Theory of Biology*. 2nd ed. - The University of Chicago Press, Chicago.
- Delcourt, H. R. & Delcourt, P. A. 1991. *Quaternary Ecology. A Paleocological Perspective*. - Chapman & Hall, London.
- Esseen, P-A, Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. - In: Lennart Hansson (ed.), *Ecological Principles of Nature Conservation*. Elsevier, London. pp. 252-325.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S. & Williams, C. B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample from an animal population. - *Journal of Animal Ecology* 12:42-58.
- Haila, Y. 1987. Luonnon tasapainon tarina. - *Tiede & edistys* 12:166-174.
- Haila, Y. 1992. Muutos luonnossa. - Teoksessa: H. Äijö, L. Siivola & P. Vakkilainen (toim.), *Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa*. TKK, Rakennus- ja maanmittaustekniikan osasto, ss. 167-180.
- Haila, Y. 1994a. Biodiversiteetti ja luonnonsuojelu. - Teoksessa: J. Hiedanpää (toim.), *Biodiversiteetti ja tuotantoelämä*. Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus ja Porin koulutus- ja tutkimuskeskus, Pori, ss. 27-40
- Haila, Y. 1994b. Preserving ecological diversity in boreal forests: ecological background, research, and management. - *Annales Zoologici Fennici* 31:203-217.
- Haila, Y. 1995. Kestävän kehityksen luontoperusta. Mitä päättäjien tulee tietää ekologiasta? - Kuntaliitto, Helsinki.
- Haila, Y. (*käsikirjoitus*): Natural dynamics as a model for management: Is the analogue practicable? - Arvioitavana.



- Haila, Y. & Kouki, J. 1994. The phenomenon of biodiversity in conservation biology. - *Annales Zoologici Fennici* 31:5-18.
- Haila, Y. & Levins, R. 1992. Ekologian ulottuvuudet. - Vastapaino, Tampere.
- Haila, Y. & Margules, C. (*käsikirjoitus*): Survey research in conservation biology. - Arvioitavana.
- Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.) 1994a. Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisissa havumetsissä. - Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482.
- Haila, Y., Hanski, I. K., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994b. Forestry and the boreal fauna: Matching management with natural forest dynamics. - *Annales Zoologici Fennici* 31:187-202.
- Haila, Y., Nicholls, A. O., Hanski, I. K. & Raivio, S. (*käsikirjoitus*). Stochasticity in bird habitat selection: year-to-year changes in territory locations in a boreal forest bird assemblage. - Arvioitavana.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J. & Ohmann, J. L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. - *BioScience* 41:382-391.
- Hansson, L. (ed.) 1992. *Ecological Principles of Nature Conservation*. - Elsevier, London.
- Haukioja, E. 1995. Mikä on biodiversiteetin biologinen merkitys? - Teoksessa: J. Hiedanpää & Y. Haila (toim.), *Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana*. Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus, Pori (ilmestyy).
- Hiedanpää, J. 1994. Hyvinvointi ja biodiversiteetin suojelu - jälkisanat. - Teoksessa: J. Hiedanpää (toim.), *Biodiversiteetti ja tuotantoelämä*. Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus ja Porin koulutus- ja tutkimuskeskus, Pori, ss. 124-144.
- Holling, C. S. 1992. The role of forest insects in structuring the boreal landscape. - In: H. H. Shugart, R. Leemans & G. B. Bonan (eds), *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 170-191.
- Hunter, M. L. Jr. 1990. *Wildlife, Forests, and Forestry. Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. - Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ
- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R. A. 1977. Effects of modern forestry on the numbers of breeding birds in Finland in 1945-1975. - *Silva Fennica* 11:284-294.
- Järvinen, O. & Miettinen, K. 1987. Sammuuko suuri suku? Luonnon puolustamisen biologiaa. - *Luonnonsuojelun Tuki*, Helsinki.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1977. Recent quantitative changes in the populations of Finnish land birds. - *Polish Ecological Studies* 3(4):177-188.

- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1978. Long-term population changes in the most abundant south Finnish forest birds during the past 50 years. - *Journal für Ornithologie* 119:441-449.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Yakovlev, E. 1994. Saproxyllic beetles on dead birch trunks: effect of polypore species decaying the trunk. - *Annales Zoologici Fennici* 31:97-108.
- Kauffman, S. A. 1993. *The Origins of Order. Self-Organization and Selection in Evolution.* - Oxford University Press, Oxford.
- Kouki, J. 1993. Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä - katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. - *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A* :11, 1-88.
- Kuusela, K. 1990. *The Dynamics of Boreal Coniferous Forests.* - SITRA, Helsinki.
- Lande, R. & Barrowclough, G. F. 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. - In: M. Soulé (ed.), *Viable Populations for Conservation.* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 87-124.
- Lindén, H. & Pasanen, J. 1987. Metsien pirstoutuminen metsokantojen uhkana. - *Suomen Riista* 34:66-76.
- Lokki, J., Saura, A. & Tigerstedt, P. M. A. 1986. *Evoluutio ja populaatiot.* - WSOY, Helsinki.
- Loucks, O. L. 1970. Evolution of diversity, efficiency, and community stability. - *American Zoologist* 10:17-25.
- Margules, C. R. (ed.) 1989. *Australian Developments in Conservation Evaluation.* - *Biological Conservation* 50(1-4) (special issue).
- Margules, C. R. & Austin, M. P. (eds) 1991. *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis.* - CSIRO Publ., East Melbourne, Victoria.
- Margules, C. R., Nicholls, A. O. & Pressey, R. L. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. - *Biological Conservation* 43:63-76.
- Mladenoff, D. J., White, M. A., Pastor, J. & Crow, T. R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. - *Ecological Applications* 3:294-306.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T. & Punttila, P. 1992. Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. - *Journal of Biogeography* 19:173-181.

- Niemelä, J., Haila, Y. & Punttila, P. (*käsikirjoitus*). The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: diversity variation in forest-floor invertebrates across the successional gradient. - Arvioitavana.
- Pastor, J., Mladenoff, D., Haila, Y., Bryant, J. & Payette, S. 1995. Biodiversity and ecosystem processes in boreal regions. - In: H. A. Mooney, J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala & E.-D. Schulze (eds), *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. Wiley Interscience, New York. (in press)
- Pickett, S. T. A. & Thompson, J. N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. - *Biological Conservation* 13:27-37.
- Pressey, R. L., Humphries, C. J., Margules, C. R. Vane-Wright, R. I. & Williams, P. H. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. - *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Raivio, S. 1994. Havumetsälinnuston vähimmäisvaatimukset. - Teoksessa: Y. Haila, P. Niemelä & J. Kouki (toim.), *Metsätalouden ekologiset vaikutukset borealisissa havumetsissä*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482: 111-116.
- Salthe, S. N. 1985. *Evolving Hierarchical Systems*. - Columbia University Press, New York.
- Schostakowitsch, W. B. 1926. Waldbrände in Sibirien 1915. - *Petermanns Mitteilungen* 72:112-118.
- Shugart, H. H. 1984. *A Theory of Forest Dynamics. The Ecological Implications of Forest Succession Models*. - Springer Verlag, N.Y., Heidelberg, Tokyo, 278 pp.
- Shugart, H. H., Leemans, R. & Bonan, G. B. (eds) 1992. *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 9:185-191.
- Solbrig, O. T. 1991. Biodiversity. Scientific issues and collaborative research proposals. - Unesco, Paris.
- Tonteri, T. 1994. Species richness of boreal understorey forest vegetation in relation to site type and successional factors. - *Annales Zoologici Fennici* 31:53-60.
- Virkkala, R. 1987. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. - *Annales Zoologici Fennici* 24:281-294.
- Virkkala, R. 1990. Ecology of the Siberian Tit *Parus cinctus* in relation to habitat quality: effects of forest management. - *Ornis Scandinavica* 21:139-146.

- Virkkala, R. 1991. Population trends of forest birds in Finnish Lapland in a landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alteration? - *Biological Conservation* 56:223-240.
- Väisänen, R., Biström, O. & Heliövaara, K. 1993. Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests? - *Biodiversity and Conservation* 2:95-113.
- Weber, B. H., Depew, D. J. & Smith, J. D. (eds) 1988. *Entropy, Information and Evolution. New Perspectives on Physical and Biological Evolution.* - MIT Press, Cambridge, Ma.
- Wein, R. W. & El-Bayomi, M. A. 1983. Limitations to predictability of plant succession in northern ecosystems. - In: R. W. Wein, R. E. Riewe & I. R. Methven (eds), *Resources and Dynamics of the Boreal Zone.* Association of Canadian Universities for Northern Studies, Ottawa, pp. 214-25.
- Williams, C. B. 1964. *Patterns in the Balance of Nature.* - Academic Press, London.
- Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life.* - Harvard University Press, Cambridge, Ma.

# KOVAKUORIAISLAJISTON MONIMUOTOISUUS ERI TAVOIN KÄSITELLYILLÄ METSÄALUEILLA SUOMESSA JA KARJALAN TASAVALLOSSA

Juha Siitonen<sup>1</sup>, Petri Martikainen<sup>2</sup>, Lauri Kaila<sup>3</sup>, Ari Nikula<sup>4</sup> & Pekka Punttila<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema, 95900 Kolari

<sup>2</sup> Ekologian ja systematiikan laitos, Populaatiobiologian osasto,  
PL 17, 00014 Helsingin yliopisto

<sup>3</sup> Eläinmuseo, PL 17, 00014 Helsingin yliopisto

<sup>4</sup> Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusema, PL 16, 96301 Rovaniemi

## Taustaa

Tutkimuksessamme on selvitetty metsätalouden vaikutuksia metsän selkärangattomaan lajistoon Suomessa ja Karjalan tasavallassa. Olemme hyödyntäneet laajamittaisen "ekologisen kenttäkokeen", joka perustettiin Suomen itärajalle toisen maailmansodan jälkeen. Raja siirrettiin tällöin uuteen, eliömaantieteellisesti katsoen satunnaiseen kohtaan. Alunperin samanlaisia, Suomelle kuuluneita alueita on viimeiset viisikymmentä vuotta käsitelty hyvin eri tavoin rajan eri puolilla (vrt. kuva 1).



Kuva 1. Tiestö Suomen ja Karjalan puolella. Kuva kattaa osan tutkimuksessa käytetyistä alueista.

Keskeisimmät erot Suomen ja Karjalan metsien käsittelyssä ja rakenteessa voidaan tiivistää seuraavasti (Myllynen & Saastamoinen 1995, omat havaintomme): Karjalassa avohakkuualueet jäävät usein uudistumaan luontaisesti. Tuoreen kankaan avohakkuualueille syntyy tiheitä lehtipuuvesakoita, joista kehittyy lehtipuuvaltaisia metsiä. Koska puulajisuhteita ei juuri ohjata perkauksilla ja harvennuksilla, lehtipuun osuus pysyy korkeana. Harvennushakkuita on tehty hyvin vähän, minkä takia kiertoajat ovat pitkiä, metsät ovat tiheitä ja kuollutta puuta on runsaasti. Vanhojen metsien osuus on Karjalassa suurempi kuin Suomessa, joskin vanhat metsät painottuvat alueellisesti tasavallan pohjoisosiin. Päätehakkuussa suurempi osuus puustosta jää korjaamatta, mm. taloudellisesti arvoton lehtipuu. Metsäpalot ovat Karjalassa yleisiä ja laaja-alaisia; metsäpaloalueiden ja muiden häiriöalueiden puusto jää usein korjaamatta, ja uusi puusukupolvi kehittyy luontaisen sukkession kautta.

Suomen ja Karjalan metsien rakenteessa on siten selviä eroja sekä metsikkötasolla että maisematasolla. Tällä hetkellä on mahdollista vertailla, miten laajoilla alueilla toteutettu erilainen metsien käsittely on vaikuttanut metsälajistoon.

## **Aineisto ja menetelmät**

### **Tutkimusalueet ja koealat**

Tutkimusalueet sijaitsivat Niiralan rajanylityspaikan pohjoispuolella, Suomen puolella Tuupovaaran, Kiihtelysvaaran ja Tohmajärven alueella, Karjalan tasavallan puolella Korpiselän-Tolvajärven alueella (kuva 2). Kummallekin puolen rajaa merkittiin kartalle noin 50 x 40 kilometrin tutkimusalue, ja molemmille sijoitettiin arvottuihin kohtiin 30 koealaa. Koealojen satunnaistaminen tehtiin seuraavasti: Ensiksi Karjalan puoleiselle alueelle merkittiin kartalle kaikki ajokelpoiset metsäautotiet ja jaettiin ne viiden kilometrin osiin. Tiesuosuuksia oli Venäjän puolella yhteensä 17. Seuraavaksi merkittiin kartalle Suomen puolen tutkimusalueelle yhtä monta metsätien pätkää satunnaisesti kohtiin. Näin saaduista tiesuosuuksista arvottiin kummastakin maasta seitsemän tutkimuksessa käytettäväksi. Koealat sijoitettiin kunkin tieosuuden alkupisteestä lähtien puolen kilometrin välein tien oikealle puolelle kohtisuoraan sadan metrin päähän tiestä. Kullekin viiden kilometrin tienpätkälle sattui näin ollen kymmenen koealaa.



Kuva 2. Tutkimusalueiden sijainti.

Koealaotos ositettiin metsätyyppin (mustikkatyyppi ja puolukkatyyppi) sekä metsikön sukessiovaiheen (taimikko, nuori metsä ja vanha metsä) mukaan, joten ositteita muodostui kuusi (esim. tuoreen kankaan taimikko). Taimikon ja nuoren metsän rajana pidettiin latvuston sulkeutumista tai korkeintaan 20 vuoden ikää. Alle kolmen vuoden ikäisiä hakkuuaukeita ei laskettu taimikoiksi. Vanhoiksi metsiksi luokiteltiin vähintään 80-vuotiaat uudistuskypsät tai vajaatuottoiset metsiköt. Kuhunkin ositteeseen pyrittiin saamaan viisi koealaa rajan kummaltakin puolelta (taulukko 1). Jos koealan paikka sattui esim. järveen tai suolle, koealaa siirrettiin ensin 50 ja sitten 100 metriä eteen- ja taaksepäin ja sen jälkeen tien vastakkaiselle puolelle. Ellei koealan paikka edelleenkään sattunut mustikka- tai puolukkatyyppin metsään, jätettiin koeala väliin ja siirryttiin seuraavalle. Samoin meneteltiin, jos jossakin ositteessa oli jo tarvittavat viisi koealaa.

Taulukko 1. Koealojen (30/maa) määrä eri ositteissa (Suomi/Karjala).

|           |         | MT  | VT  |
|-----------|---------|-----|-----|
| Taimikko, | < 20 v  | 5/3 | 4/4 |
| Nuori,    | 20-80 v | 6/5 | 6/7 |
| Vanha,    | > 80 v  | 5/6 | 4/5 |

### Metsien alueellinen rakenne: satelliittikuvatulkinta

Vertailimme Suomen ja Karjalan välisiä maisematason eroja satelliittikuvan avulla. Käytettävissämme oli 27.5.1992 otettu Landsat TM-kuva ja maanmittauslaitoksen kuvan perusteella tekemä maankäyttö- ja puustotulkinta. Kuva kattoi koko Suomen puoleisen tutkimusalueen, Karjalan puolella noin 30 x 40 kilometrin suuruisen tutkimusalueen läntisen osan. Maankäyttö- ja puustotulkinnassa jokainen maastossa 25 x 25 metrin kokoista aluetta vastaava kuvan osa luokitellaan turve- tai kivennäismaan mänty-, kuusi- tai lehtipuuvaltaiseksi puustoksi (pääpuulajin osuus > 80 % puuston tilavuudesta) tai havupuu-lehtipuu sekapuustoksi. Jokaiselle kuva-alkiolle tuotetaan lisäksi arvio puuston tilavuudesta 50 m<sup>3</sup>/ha luokissa. Kuvatulkinnassa käytetään apuna kartoilta erikseen digitoituja maskeja taajamista, pelloista sekä soista (Vuorela 1995). Suomaskit digitoidaan 1:100 000 topografikartoilta.

Erikseen digitoituja maankäyttömaskeja ei ollut käytettävissä Karjalan puolelta, minkä takia avosuot sekoittuivat kuvatulkinnassa muihin luokkiin. Korjasimme Karjalan puolen kuvan digitoimalla avosuot 1:10 000 topografikartoilta. Käytetyt kartat olivat suomalaisia, ennen 2. maailman sotaa vuosina 1930-32 valmistettuja. Satelliittikuvat siirrettiin paikkatietojärjestelmään, ja digitoidulla suomaskilla poistettiin avosuot Karjalan puolen kuvatulkinnasta.

Maankäyttö- ja puustotulkinta tuottaa noin 50 erilaista luokkaa (esim. vesottunut havupuutaimikko, sekametsä 51-100 m<sup>3</sup>/ha jne.). Koska kaikkien mahdollisten luokkien maiden välisten erojen vertailu ei olisi ollut mielekästä, keskityimme analysoimaan kahta keskeistä luokkaa: toisaalta yhdistetyn avohakkuu-taimikkoluokan, toisaalta yhdistetyn varttuneiden metsien luokan (puuston tilavuus > 200 m<sup>3</sup>/ha vallitsevasta puulajista riippumatta) esiintymistä.

Maisematason eroja analysoitiin Fragstats-ohjelmiston avulla (McGarigal & Marks 1993). Satelliittikuvalle sijoitettiin kummallekin puolen rajaa 60 satunnaispistettä, joiden ympäriltä maisema analysoitiin 2,5 kilometrin säteellä (ympyrän ala 1963,5 ha). Fragstats laskee jokaiselle maisemaluokalle useita eri tunnuslukuja sekä koko maisemaa kuvaavia tunnuslukuja. Käytimme maiseman rakennetunnuksina tutkittavan luokan suurimman yhtenäisen alueen osuutta maisemasta, luokan kuvioiden keskimääräistä pinta-alaa sekä erillisten kuvioiden lukumäärää. Fragstats-analyysin tulokset testattiin maiden välillä ei-parametrisella Mann-Whitneyn U-testillä. Suhteellisille arvoille tehtiin arc sin -muunnos ennen testaamista.



## Koealojen puuston mittaus

Kullakin koealalla mitattiin elävä puusto kolmelta relaskoopikoealalta, jotka sijoitettiin 30 x 30 metrin koelan nurkkiin. Puustosta mitattiin pohjapinta-ala rinnankorkeudelta puulajeittain (elävät ja kuolleet puut erikseen) sekä kunkin puulajin mediaanipuun pituus ja rinnankorkeusläpimitta. Taimikoissa arvioitiin pohjapinta-alan sijasta kunkin puulajin osuus tilavuudesta. Vallitsevan jakson ikä kairattiin kolmesta valtapuusta. Maassa makaavan lahoppuun määrä arvioitiin koealan ympäriltä hehtaarin alalta siten, että laskettiin eri läpimittaluokkiin kuuluvien runkojen ja kantojen kappalemäärät ja kerrottiin tämä luokan keskimääräisen puun tilavuudella. Lahoppuuta ei luokiteltu puulajeittain eikä eri lahoasteisiin.

## Kovakuoriaislajisto

Kovakuoriaiset ovat yhdessä kaksisiipisten ja pistiäisten kanssa metsän lajirikkain eliöryhmä, ja lajeja kuuluu elintavoiltaan hyvin erilaisiin ekologisiin ryhmiin (vihreiden kasvien syöjiin, sienten syöjiin, petoihin, karikkeiden ja lahoppuun syöjiin jne.). Lajeja elää kaikissa metsän mikrohabitaateissa. Kovakuoriaisia koskevat päätelmät ovat siten todennäköisesti yleistettävissä koskemaan muutakin selkärangatonta metsälajistoa.

Kovakuoriaislajistosta otettiin näytteitä ikkunapyydysten avulla. Ikkunapyydyks kerää lentäviä kovakuoriaisia ja muita hyönteisiä, jotka törmäävät läpinäkyvään ruutuun ja putoavat keräysastiaan. Pyydyks koostui kahdesta ristikkäin olevasta 40 x 60 cm läpinäkyvästä polykarbonaattiruudusta ja näiden alle kiinnitetystä muovikangassuppilosta sekä keräyspullosta. Pullo täytettiin puolilleen vedellä, johon lisättiin astianpesuainetta pintajännityksen poistamiseksi ja karkeaa suolaa säilöväksi aineeksi. 30 x 30 metrin koealalle asetettiin viisi pyydystä satunnaisesti valittuihin, avoimiin kohtiin. Pyydykset ripustettiin puiden väliin naruun siten, että ruutujen alareuna tuli metrin korkeudelle maasta. Pyydyksen kokonaismäärä oli 300 (2 maata x 30 koealaa x 5 pyydystä). Pyyntijakso oli 26. toukokuuta - 4. syyskuuta 1993, ja pyydykset tyhjennettiin kolme kertaa kesän mittaan.

Aineiston analysoinnissa lajit jaettiin obligatorisiin saproksyyleihin, fakultatiivisiin saproksyyleihin ja muihin lajeihin. Obligatoriset saproksyyliit ovat jossain elinkiertonsa vaiheessa riippuvaisia kuolleesta puusta tai lahoppuulla kasvavista sienistä tai toisista kuolleella puulla elävistä lajeista. Fakultatiiviset saproksyyliit elävät usein lahoppuissa, mutta eivät ole kuolleesta puusta

ehdottomasti riippuvaisia. Ryhmittelyn perustana käytettiin kirjallisuustietoja lajien elintavoista (mm. Palm 1951, 1959).

### **Tilastolliset analyysit**

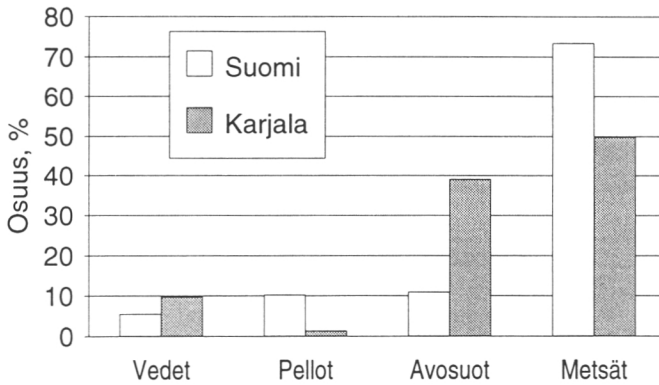
Kovakuoriaisten lajimäärän suhdetta koealoilta mitattuihin metsikkötunnuksiin analysoitiin ei-parametrisen Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen avulla. Maan, metsätyyppin ja sukkessiovaiheen sekä em. tekijöiden yhdysvaikutusten vaikutusta koalan keskimääräiseen lajimäärään eri ositteissa testattiin faktoriaalisen varianssianalyysin avulla.

### **Tulokset**

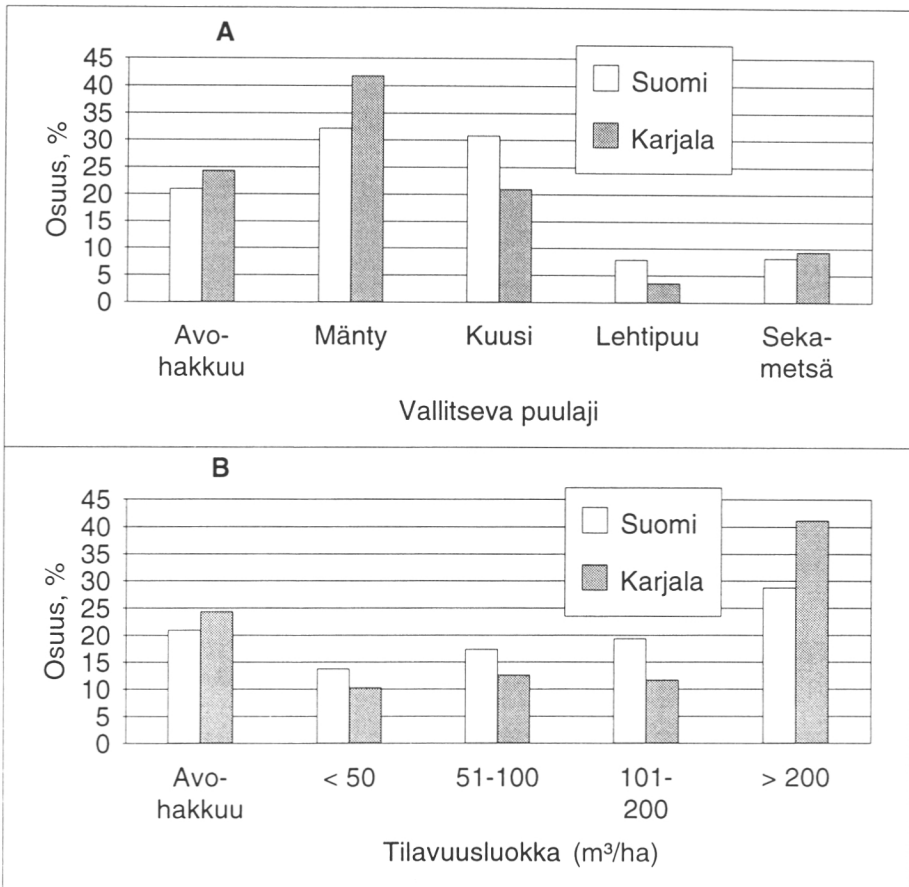
#### **Metsien alueellinen rakenne**

Satelliittikuvalta tehdyn maankäyttö- ja puustotulkinnan mukaan suurin ero Suomen ja Karjalan tutkimusalueiden välillä oli avosoiden määrässä (kuva 3). Avosoiden osuus maa-alasta oli Suomessa noin 11 % ja Karjalassa noin 39 %. Ilmeisesti Korpiselän-Tolvajärven alue on alunperinkin soisempaa maastoa kuin Tuupovaaran-Kiihtelysvaaran alue, mutta suurin osa maiden välisestä erosta selittynee Suomen puolen metsäojituksilla, jotka ovat muuttaneet avosuot puustoisiksi. Suomen puolella peltöjen osuus maisemasta oli selvästi suurempi kuin Karjalassa, jossa taas vesistöjä oli enemmän.

Metsäalan jakautuminen vallitsevan puulajin (vähintään 80 % puuston tilavuudesta) ja puuston runkotilavuuden mukaan laskettiin kivennäismailta ja puustoisilta soilta. Vedet, pellot ja avosuot jätettiin suhteellisten osuuksien laskennassa pois, jotta maiden välisiä eroja metsien rakenteessa olisi helpompi verrata. Karjalan tutkimusalueen metsät olivat jonkin verran mäntyvaltaisempia kuin Suomessa, missä vastaavasti kuusivaltaisten ja lehtipuuvaltaisten metsien osuus oli suurempi (kuva 4). Sekametsiksi luokiteltujen metsien osuus oli suunnilleen yhtä suuri kummassakin maassa. On huomattava, että kuvatulkinnessa sekametsiksi luokitellaan puustot, joissa vähintään 20 % puuston tilavuudesta on muuta kuin vallitsevaa puulajia. Maastomittausten perusteella lehtipuun osuus oli kuitenkin Karjalassa suurempi kaikissa ositteissa (vrt. seuraava luku). Puustoisten, varttuneiden metsien osuus oli suurempi Karjalassa (kuva 4).



Kuva 3. Suomen ja Karjalan tutkimusalueiden maa-alan jakautuminen vesiin, peltoihin, avosoihin ja metsiin (kivennäismaat ja puustoiset suot) sateliittikuvalta tehdyn maankäyttö- ja puustotulkinnan mukaan.

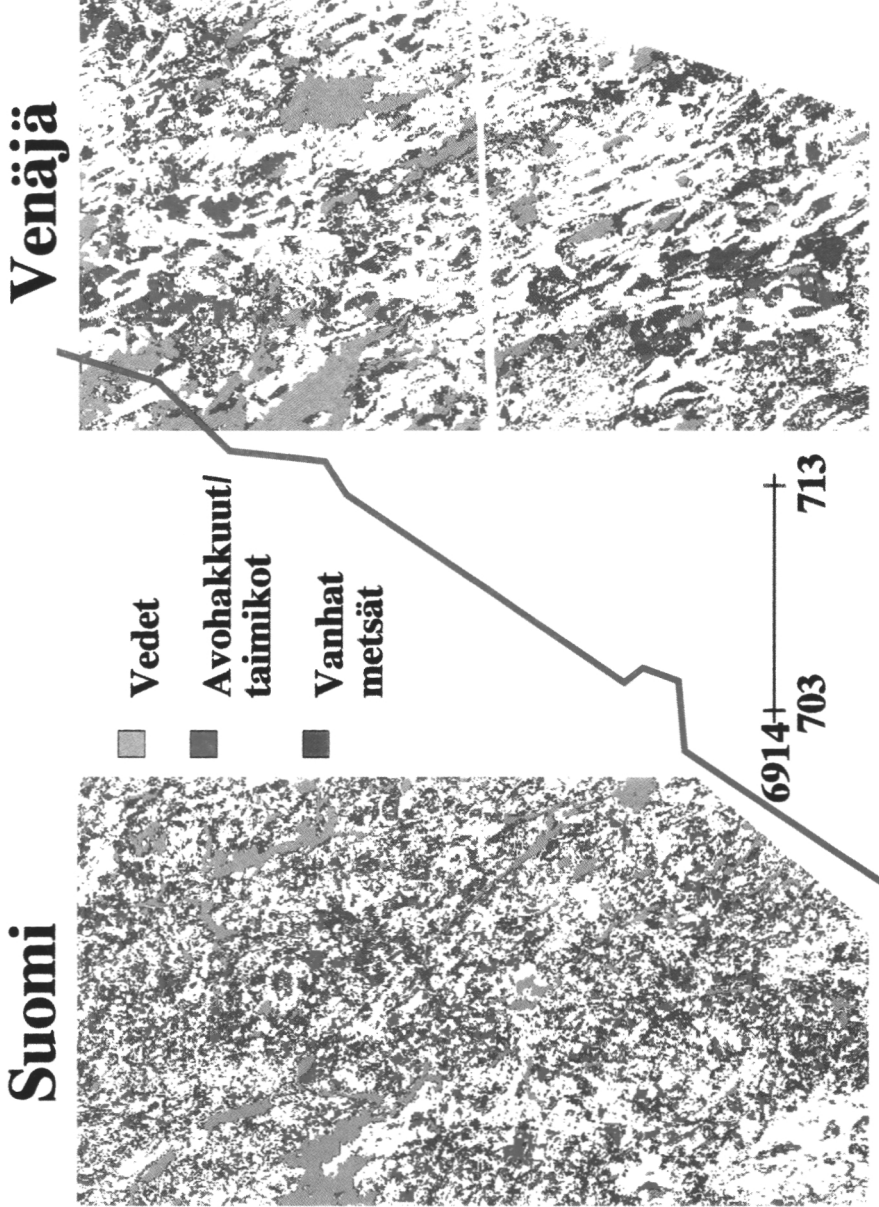


Kuva 4. Suomen ja Karjalan tutkimusalueiden metsäalan (kivennäismaat ja puustoiset suot) jakautuminen vallitsevan puulajin mukaan (A) ja puuston tilavuuden mukaan (B).

Fragstats-analyysin perusteella avohakkuu/taimikkokuviot eivät eronneet keskimääräiseltä kooltaan eivätkä suurimman kuvion keskimääräiseltä koolta merkitsevästi maiden välillä (taulukko 2). Varttuneiden metsien keskimääräinen kuviokoko oli merkitsevästi suurempi Karjalan puolella, samoin suurimman kuvion keskimääräinen koko. Suomen puolella saman kokoisella (1963,5 ha) satunnaisympyrällä oli keskimäärin merkitsevästi enemmän sekä taimikkokuvioita että varttuneiden metsien kuvioita. Tämä tarkoittaa sitä, että Suomen puolella maiseman jyväsisko oli pienempi, ts. metsät olivat pirstoutuneempia. Karjalan puolen maiseman karkeamman jyväsiskoon näkee suoraan satelliittikuvaltakin (kuva 5).

Taulukko 2. Fragstats-ohjelmistolla analysoidut maisematason rakennetunnukset Suomen ja Karjalan tutkimusalueilta.  $\bar{x}$  = keskiarvo, S.D. = keskihajonta, p = merkitsevyystaso.

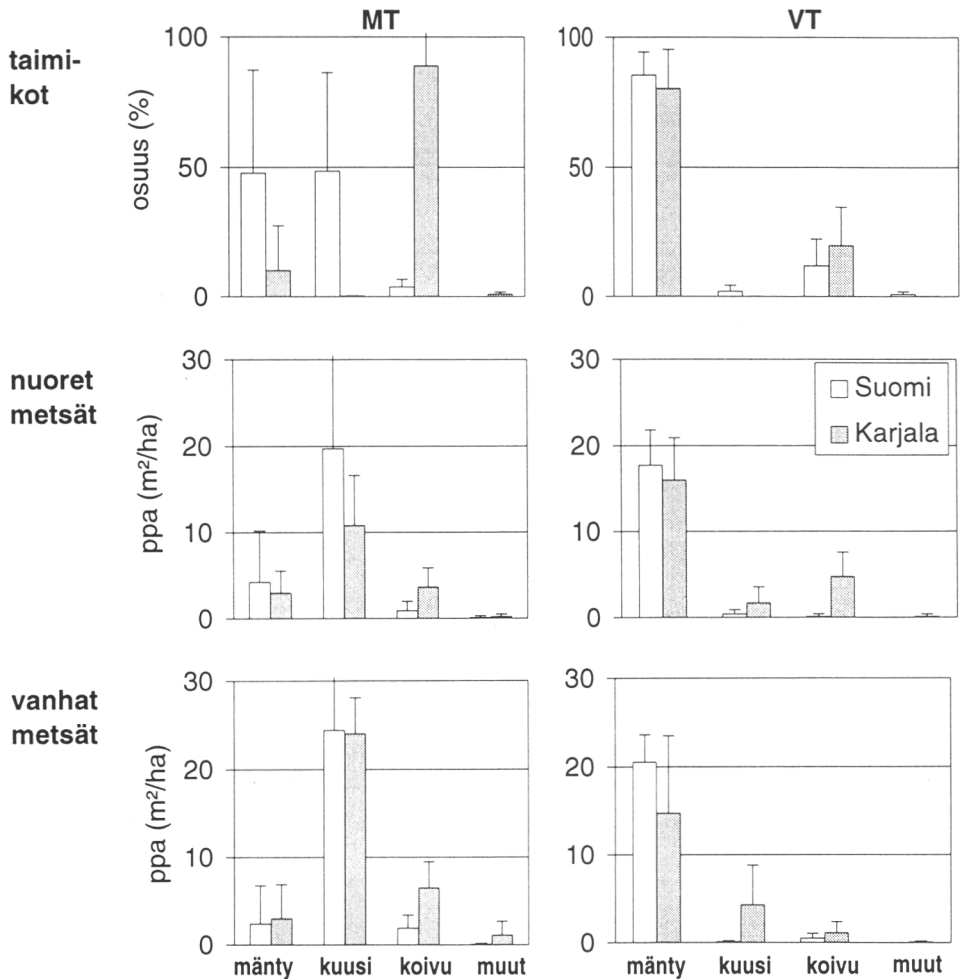
|                            | Suomi     |      | Karjala   |      | p       |
|----------------------------|-----------|------|-----------|------|---------|
|                            | $\bar{x}$ | S.D. | $\bar{x}$ | S.D. |         |
| <b>Avohakkuut/taimikot</b> |           |      |           |      |         |
| Suurin kuvio (%)           | 2.2       | 1.1  | 2.3       | 2.5  | 0.095   |
| Keskim. kuviokoko (ha)     | 2.0       | 0.5  | 2.4       | 1.4  | 0.320   |
| Kuvioiden lukumäärä (kpl)  | 149       | 41   | 86        | 23   | < 0.001 |
| <b>Vanhat metsät</b>       |           |      |           |      |         |
| Suurin kuvio (%)           | 3.6       | 2.6  | 6.5       | 5.1  | < 0.001 |
| Keskim. kuviokoko (ha)     | 1.8       | 0.7  | 2.6       | 1.4  | < 0.002 |
| Kuvioiden lukumäärä (kpl)  | 224       | 51   | 163       | 45   | < 0.001 |



Kuva 5. Landsat TM-kuva 27.5.1992 Suomen itärajalta. Kuva kattaa noin puolet sekä Suomen että Karjalan tutkimusalueista.

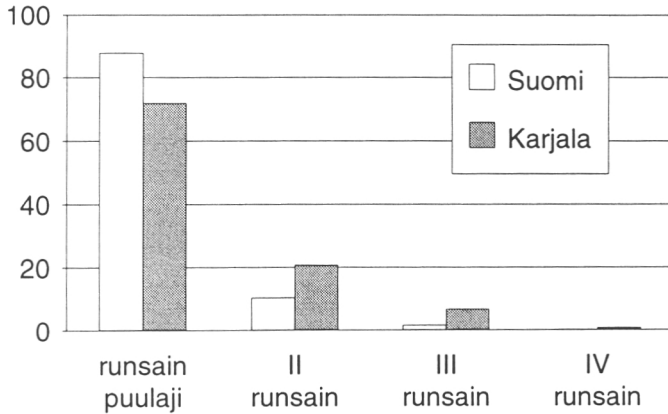
### Puulajisuhteet ja lahoppuun määrä

Lehtipuun osuus puustosta oli keskimäärin suurempi Karjalan puolella kaikissa ositteissa (kuva 6). Mustikkatyyppin taimikot olivat Suomen puolella istutusmänniköitä tai -kuusikoita, Karjalassa luontaisesti syntyneitä, lähes puhtaita koivikoita. Silmiinpistävä ero oli myös puolukkatyyppin harvennusikäisissä männiköissä: Suomessa nämä olivat lähes puhtaita männiköitä, Karjalassa koivun osuus pohjapinta-alasta oli keskimäärin noin 20 % ja osuus runkoluvusta tätäkin suurempi. Vanhoissa mustikkatyyppin metsissä Karjalan puolen koaloilla esiintyi järeitä haapoja. Metsät olivat Karjalassa selvästi sekapuustoisempia kuin Suomessa: vallitsevan puulajin osuus puustosta oli Suomessa keskimäärin 88 % ja Karjalassa 72 % (kuva 7).



Kuva 6. Koaloilta mitattu puulajien keskimääräinen osuus eri ositteissa. Keskihajonnat on merkitty pylväisiin janoilla.

Lahopuun määrässä oli maitten välillä lähes kymmenkertainen ero: Suomessa keskimäärin  $3,7 \text{ m}^3/\text{ha}$  (vaihteluväli koealoilla  $0,1\text{-}26 \text{ m}^3/\text{ha}$ ), Karjalassa  $28,7 \text{ m}^3/\text{ha}$  (vaihteluväli  $0,1\text{-}213 \text{ m}^3/\text{ha}$ ). Lahopuuta oli keskimäärin enemmän Karjalan puolella kaikissa ositteissa (kuva 8). Suomessa lahopuu koostui etupäässä kannoista ja hakkuutähteistä, Karjalassa etupäässä kokonaisista kuolleista rungoista.

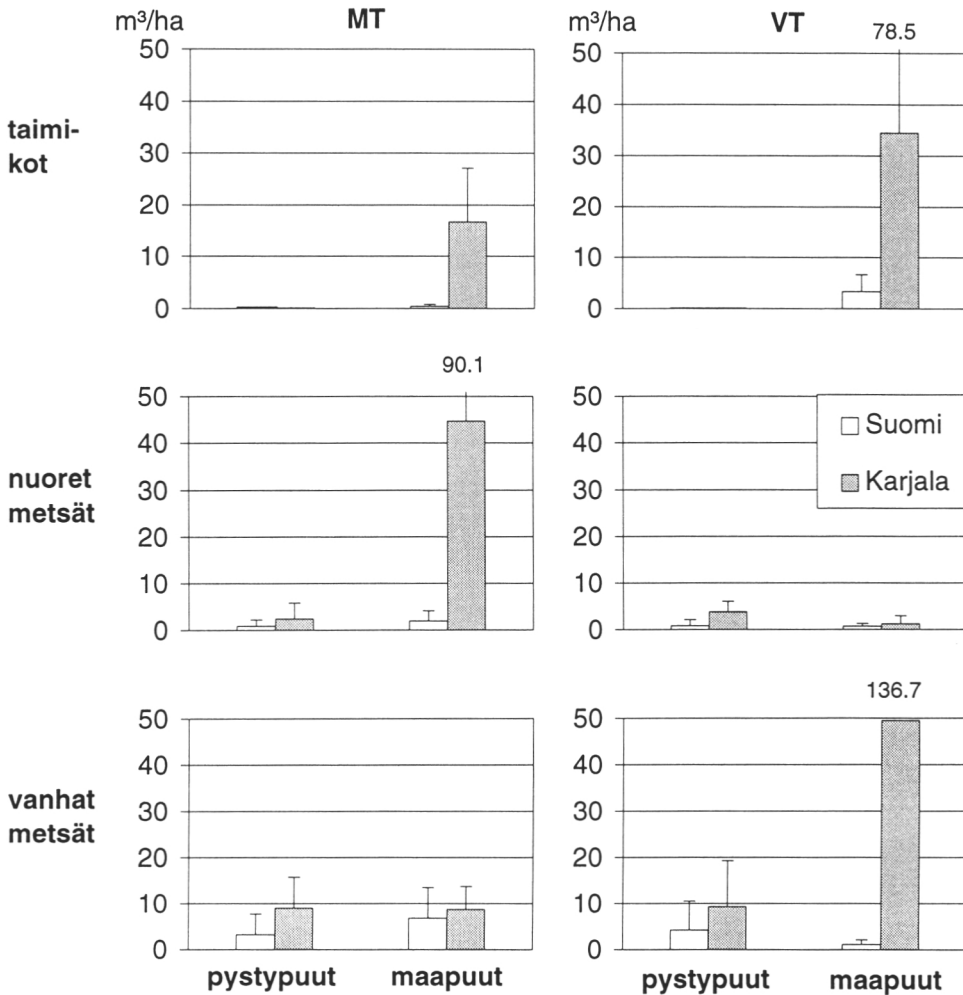


Kuva 7. Koealoilta mitatut metsikön runsaimman sekä 2., 3. ja 4. runsaimpien puulajien keskimääräiset osuudet puuston pohjapinta-alasta (taimikoissa prosentiosuudet on arvioitu).

### Kovakuoriaislajisto

300 ikkunapyydyistä tuotti kesän mittaan yhteensä 29 024 kovakuoriaisyksilöä ja 623 lajia (taulukko 3). Suomesta saatiin 479 lajia ja Karjalasta 507 lajia. Karjalan hiukan suurempi kokonaislajimäärä johtuu kuolleella puulla elävien lajien suuremmasta lajimäärästä: Suomesta 179 ja Karjalasta 217 lajia (noin 18 % enemmän lajeja).

Lajien runsausjakauma näytteessä oli hyvin epätasainen (kuva 9): runsaita lajeja oli vähän, harvalukuisia lajeja paljon. Runsainta lajia, kasvillisuudessa kiipeilevää *Anthophagus omalinus* -lyhytsiipistä, saatiin yhteensä 4908 yksilöä eli 17 % kokonaisyksilömäärästä. Kolmetoista runsainta lajia (noin 2 % lajeista) muodosti yli puolet kokonaisyksilömäärästä, loput 610 lajia (noin 98 % lajeista) toisen puolen yksilömäärästä. Ainoastaan yksi yksilö saatiin 166 lajista (noin 27 % lajeista). Lähes kaikki aineiston runsaat lajit tavattiin rajan kummaltakin puolelta. Aineistossa kohtuullisen runsaita lajeja, joita saatiin yhteensä vähintään kymmenen yksilöä, oli 233; näistä 229 (98,3 %) esiintyi molemmissa maissa.



Kuva 8. Koealoilta mitattu kuolleiden pystypuuston ja maapuun keskimääräinen määrä eri ositteissa. Keskihajonnat on merkitty pylväisiin janoilla; asteikon ylittävät hajonnat on merkitty numeroilla.

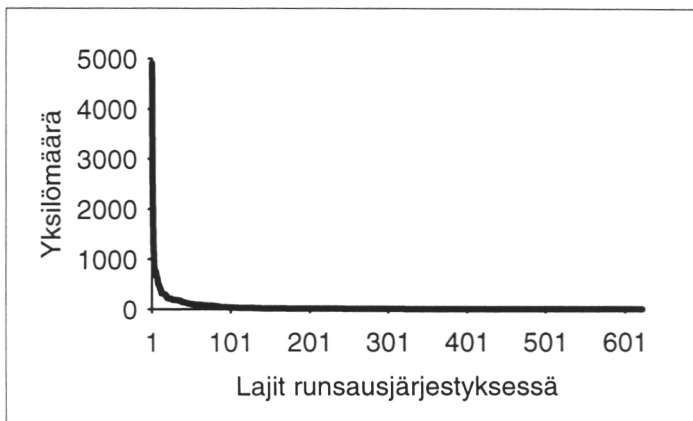
Useissa lajiryhmissä Suomen ja Karjalan välillä ei ollut juuri mitään eroa lajistossa. Esimerkiksi hirven ym. eläinten lannassa elävien lantakuoriaisten runsausjärjestys ja eri lajien yksilömäärät olivat lähes samoja rajan eri puolilla (taulukko 4). Metsän käsittelyllä ei olettaisikaan olevan paljoa vaikutusta lannassa eläviin lajeihin, paitsi välillisesti hirvikannan tiheyden kautta. Ikkunapyydynäytteissä yksilömäärältään yksi vallitsevista ryhmistä oli sepät (Elateridae), joiden toukat ovat metsämaassa eläviä juurtensyöjiä ja/tai petoja. Lajien runsausjärjestys ja yksilömäärät olivat myös tässä ryhmässä hyvin samankaltaisia maiden välillä (taulukko 4). Tosin kolme Suomessa yleensä pohjoisessa runsaampaa lajia (*Selatosomus melancholicus*, *Eanus costalis* ja



*Liotrichus affinis*) saatiin selvästi enemmän Karjalan puolelta, ja toisaalta kahta etelässä runsaampaa lajia (*Dalopius marginatus* ja *Selatosomus cruciatus*) selvästi enemmän Suomen puolelta. Maaperäseppien yhteenlaskettu yksilömäärä oli lähes saman suuruinen kummassakin maassa.

Taulukko 3. Kokonaisyksilömäärä ja -lajimäärä maittain sekä niiden jakautuminen kuolleesta puusta riippuvaisiin (obligatoriset saproksyylit) ja hyötyviin lajeihin (fakultatiiviset saproksyylit) sekä muihin lajeihin.

|                                | Suomi        | Karjala      | Yhteensä     |
|--------------------------------|--------------|--------------|--------------|
| <b>Yksilömäärä</b>             |              |              |              |
| - obligatoriset saproksyylit   | 3645         | 4964         | 8609         |
| - fakultatiiviset saproksyylit | 1893         | 2202         | 4095         |
| - muut lajit                   | 8657         | 7663         | 16320        |
| - yhteensä                     | <b>14195</b> | <b>14829</b> | <b>29024</b> |
| <b>Lajimäärä</b>               |              |              |              |
| - obligatoriset saproksyylit   | 179          | 217          | 252          |
| - fakultatiiviset saproksyylit | 55           | 58           | 64           |
| - muut lajit                   | 245          | 232          | 307          |
| - yhteensä                     | <b>479</b>   | <b>507</b>   | <b>623</b>   |



Kuva 9. Lajien runsausjakauma (yhteensä 623 lajia ja 29024 yksilöä) ikkunapyydynäytteessä. Lajit ovat vaaka-akselilla runsausjärjestyksessä runsaimmasta vähälukuisimpaan, pystyakselilla on kunkin lajin yksilömäärä.

Lahopuulla elävässä lajistossa oli selviä eroja maitten välillä. Kahdestakymmenestä runsaimmasta lahoavassa puussa elävästä lajista 17 oli runsaampia Karjalan puolella (taulukko 4). Osa saproksyyleistäkin oli runsaampia Suomen puolella. Maiden väliset erot selittyvät lajien elintavoilla. Esim. *Leptura melanura* -kukkajäärä, joka oli runsaampi Suomessa (taulukko 4), elää toukkana pitkälle lahonneissa ohuissa oksissa ja voi siten hyötyä harvennuksissa ja päätehakkuussa syntyvistä hakkuutähteistä. Karjalassa jopa moninkertaisesti runsaampia olivat pääasiassa lahoissa koivuissa elävät lajit (mm. *Trichius fasciatus*, *Hylocoetus dermestoides*, *Leptura quadrifasciata* ja *Anaspis arctica*) sekä pitkälle lahonneissa havupuun rungoissa elävät lajit (mm. *Anoplodera virens*, *Ampedus balteatus*, *A. tristis* ja *Hadrobregmus pertinax*).

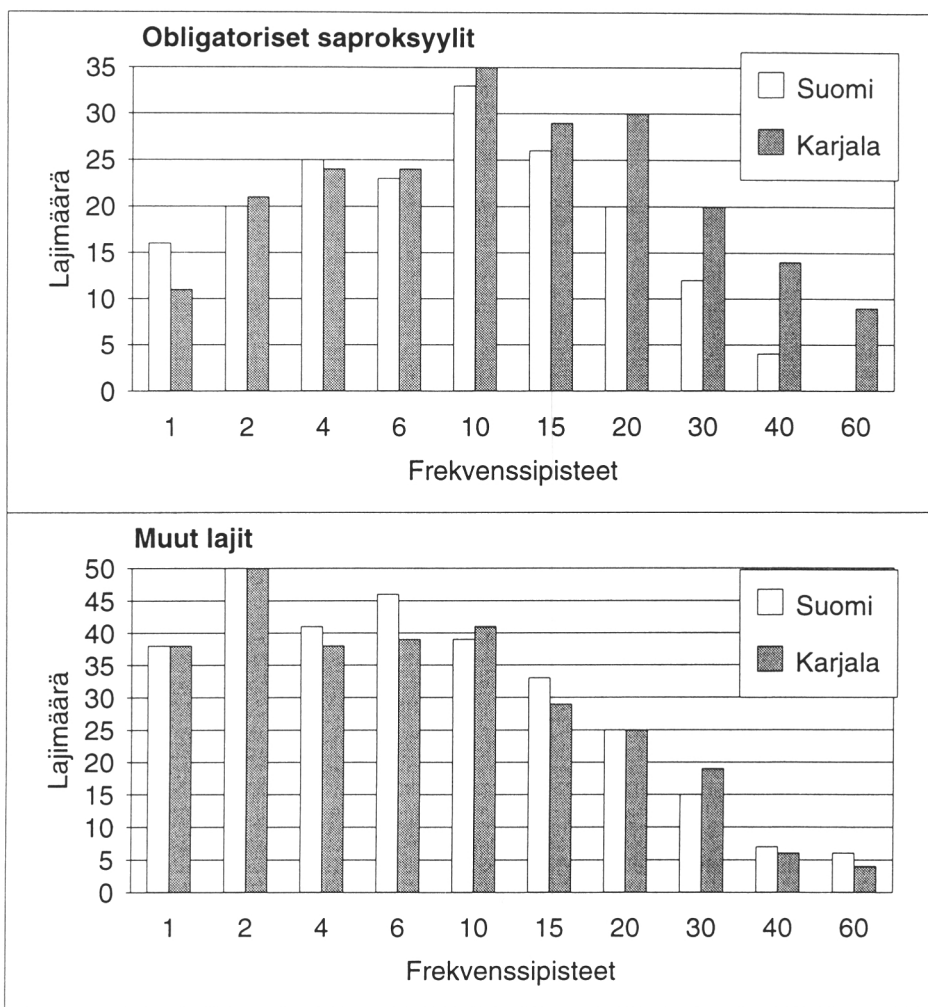
Saproksyylien lajimäärä jakautui harvinaisuusluokittain siten, että yleisiä - jokseenkin yleisiä lajeja saatiin suunnilleen yhtä paljon kummastakin maasta, mutta harvinaisia lajeja saatiin Karjalasta selvästi enemmän (kuva 10). Kaikkein harvinaisimpia (korkeintaan 25 löytöpaikkaa Suomesta) lahoppulajeja tuli Suomen puolelta pyydyksiin kaksi lajia, kumpaakin yksi yksilö, Karjalan puolelta 23 lajia ja yhteensä 94 yksilöä (taulukko 5). Karjalasta saatiin viisi uhanalaista silmälläpidettävää saproksyytilajia. Muiden lajien jakautumisessa harvinaisuusluokkiin ei ollut vastaavaa eroa maitten välillä (kuva 10): yleisiä ja harvinaisia lajeja saatiin kummastakin maasta suunnilleen yhtä paljon. Suomesta saatiin yksi uhanalainen silmälläpidettävä laji (*Tachinus basalis* -lyhytsiipinen), jota on tavattu harvinaisena vanhoista metsistä mm. lakkisienistä.

Keskimääräisessä ikkunapyydyksiin tulleessa lajimäärässä/koeala oli yllättävän vähän eroja maiden, metsätyyppien tai sukkessiovaiheiden välillä (kuva 11). Esim. mustikkatyyppin metsät eivät olleet keskimäärin lajirikkaampia kuin puolukkatyyppin karummat metsät. Ainoa merkitsevä tekijä oli maa\*metsätyyppi - yhdysvaikutus ( $F = 21,2$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,000$ ). Suomessa puolukkatyyppin metsät olivat lajirikkaampia kuin Karjalassa, mutta Karjalassa mustikkatyyppin metsät olivat lajirikkaampia kuin Suomessa. Metsätyyppi ja sukkessiovaihe pelkästään eivät siten riittäneet selittämään ikkunapyydyksen lajirikkuutta.

Eri lajiryhmien lajimäärä/koeala oli sen sijaan yhteydessä koealan puustoa kuvaaviin tunnuksiin. Koealan lahoppuun määrän ja obligatoristen saproksyylien lajimäärän välillä oli merkitsevä positiivinen korrelaatio ( $r_s = 0,548$ ,  $df = 58$ ,  $p = 0,000$ ) (kuva 12). Mitä enemmän metsikössä oli lahoppuuta, sitä useampia lahoppuella eläviä lajeja saatiin. Lahoppuun määrällä ja muiden lajien lajimäärällä ei ollut yhteyttä ( $r_s = -0,067$ ,  $df = 58$ ,  $p = 0,678$ ). Sen sijaan metsikön pohjapinta-alan ja muiden lajien lajimäärän välillä oli merkitsevä negatiivinen korrelaatio

Taulukko 4. Lantakuoriaisten (Scarabaeidae), toukkana maaperässä elävien seppiä (Elateridae) sekä runsaimpien lahoissa puussa elävien lajien (vastakuolleissa puussa elävät kaarnakuoriaiset ja niiden pedot eivät mukana) lajeittainen kokonaisuusilömäärä ikkunapyydyksissä Suomesta ja Karjalasta. Lajit on esitetty kussakin ryhmässä kokonaisuusilömäärän (Suomi + Karjala) mukaisessa runsausjärjestyksessä.

| Lajiryhmä/Laji                        | Suomi | Karjala |
|---------------------------------------|-------|---------|
| <b>Lantakuoriaiset (Scarabaeidae)</b> |       |         |
| <i>Aphodius rufipes</i>               | 236   | 259     |
| <i>A. depressus</i>                   | 52    | 46      |
| <i>Geotrupes stercorosus</i>          | 27    | 49      |
| <i>A. borealis</i>                    | 5     | 10      |
| <i>A. lapponum</i>                    | 1     | 11      |
| <i>A. piceus</i>                      | 4     | 1       |
| <i>A. tenellus</i>                    | 1     | -       |
| <b>Sepät (Elateridae)</b>             |       |         |
| <i>Athous subfuscus</i>               | 1464  | 1130    |
| <i>Dalopius marginatus</i>            | 928   | 395     |
| <i>Selatosomus melancholicus</i>      | 185   | 583     |
| <i>Sericus brunneus</i>               | 104   | 195     |
| <i>Selatosomus impressus</i>          | 99    | 89      |
| <i>Eanus costalis</i>                 | 18    | 156     |
| <i>Liotrichus affinis</i>             | -     | 146     |
| <i>Orithales serraticornis</i>        | 45    | 60      |
| <i>Selatosomus cruciatus</i>          | 39    | 8       |
| <i>Limoni us aeneoniger</i>           | 1     | 15      |
| <i>Selatosomus aeneus</i>             | 9     | 2       |
| <i>Cidnopus aeruginosus</i>           | 7     | 3       |
| <i>Aplotarsus incanus</i>             | 3     | -       |
| <b>Lahopuulla elävät lajit</b>        |       |         |
| <i>Leptura melanura</i>               | 375 > | 297     |
| <i>Melanotus castanipes</i>           | 305   | 324     |
| <i>Anaspis marginicollis</i>          | 160   | 342     |
| <i>Ampedus nigrinus</i>               | 188   | 237     |
| <i>Ampedus balteatus</i>              | 82    | 154     |
| <i>Anoplodera virens</i>              | 13    | 201     |
| <i>Trichius fasciatus</i>             | 42    | 171     |
| <i>Xylita laevigata</i>               | 55    | 127     |
| <i>Hylocoetus dermestoides</i>        | 27    | 118     |
| <i>Denticollis linearis</i>           | 62    | 80      |
| <i>Dictyoptera aurora</i>             | 45    | 77      |
| <i>Anaspis frontalis</i>              | 79 >  | 12      |
| <i>Leptura quadrifasciata</i>         | 15    | 73      |
| <i>Triplax russica</i>                | 28    | 60      |
| <i>Anaspis arctica</i>                | 12    | 60      |
| <i>Ampedus tristis</i>                | 9     | 62      |
| <i>Cerylon histeroides</i>            | 36 >  | 27      |
| <i>Quedius plagiatus</i>              | 23    | 30      |
| <i>Judolia sexmaculata</i>            | 19    | 31      |
| <i>Hadrobregmus pertinax</i>          | 5     | 42      |

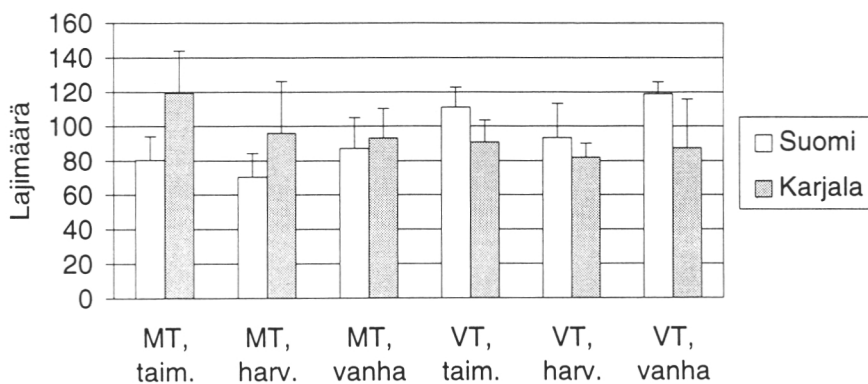


Kuva 10. Obligatoristen saproksyylien ja muiden lajien jakautuminen frekvenssipisteiden mukaan. Frekvenssipisteet kuvaavat suoraan kunkin lajin esiintymisen määrää Suomessa (ks. Rassi 1993). Esiintymät on laskettu 10 x 10 km koordinaattiruutujen perusteella. Frekvenssipisteet vastaavat esiintymien määrää seuraavasti: 60 pistettä  $\leq$  12 esiintymää, 40  $\leq$  25, 30  $\leq$  50, 20  $\leq$  100, 15  $\leq$  200, 10  $\leq$  400, 6  $\leq$  800, 4  $\leq$  1600, 2  $\leq$  3200 ja 1 piste  $>$  3200 esiintymää.

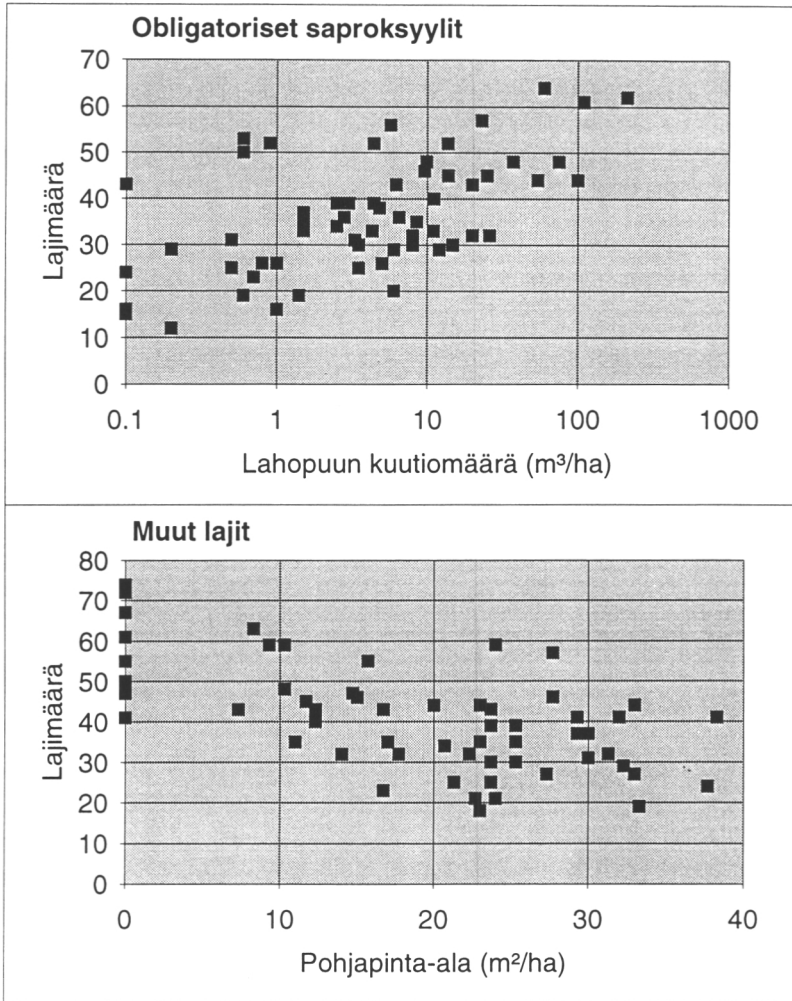
( $r_S = -0,596$ ,  $df = 58$ ,  $p = 0,000$ ) (kuva 12). Toisin sanoen nuorten sukkessiovaiheiden avoimista metsistä saatiin enemmän kasvinsyöjiä, kasvillisuudessa kiipeileviä petoja, karikkeissa eläviä lajeja ym. kuin vanhoista sulkeutuneista metsistä. Puuston pohjapinta-alan ja obligatoristen saproksyylien lajimäärän välillä ei ollut yhteyttä ( $r_S = 0,143$ ,  $df = 58$ ,  $p = 0,402$ ).

Taulukko 5. Harvinaisimmat lahoavassa puussa elävät saproksyytit. Lajit on esitetty yhteenlasketun yksilömäärän mukaisessa runsausjärjestyksessä. Uhanalaiset (Rassi ym. 1992) silmälläpidettävät lajit on merkitty tähdellä (\*).

| Laji                                   | Suomi | Karjala |
|--|-------|---------|
| <b>≤ 12 löytöpaikkaa Suomesta</b>      |       |         |
| <i>Pseudeuglenes pentatomus</i> *      | -     | 1       |
| <i>Phymatura brevicollis</i> *         | -     | 1       |
| <i>Hylis foveicollis</i>               | -     | 1       |
| <i>Enicmus planipennis</i>             | -     | 1       |
| <i>E. apicalis</i>                     | -     | 1       |
| <i>Epuraea deubeli</i>                 | -     | 1       |
| <i>E. longula</i>                      | -     | 1       |
| <i>Cryptophagus confusus</i>           | -     | 1       |
| <i>Corticaria obsoleta</i>             | -     | 1       |
| <b>≤ 25 löytöpaikkaa Suomesta</b>      |       |         |
| <i>Stagetes borealis</i>               | 1     | 30      |
| <i>Hylis procerulus</i>                | -     | 19      |
| <i>Euplectus fauveli</i>               | -     | 8       |
| <i>Lacon fasciatus</i> *               | -     | 5       |
| <i>Triplax rufipes</i> *               | -     | 4       |
| <i>Biploporus minutus</i>              | -     | 4       |
| <i>Mycetophagus quadripustulatus</i> * | -     | 3       |
| <i>Atrecus longiceps</i>               | -     | 3       |
| <i>Episernus angulicollis</i>          | -     | 2       |
| <i>Cryptophagus subdepressus</i>       | -     | 2       |
| <i>Corticaria crenicollis</i>          | -     | 2       |
| <i>Cis dentatus</i>                    | -     | 1       |
| <i>Callidium aeneum</i>                | -     | 1       |
| <i>Epuraea muehli</i>                  | -     | 1       |
| <i>Orthocis linearis</i>               | 1     | -       |



Kuva 11. Keskimääräinen lajimäärä/koeala eri ositteissa. Keskihajonnat on merkitty pylväisiin janoilla.



Kuva 12. Obligatoristen saproksyylien lajimäärän/koeala ja lahopuun kuutiomäärän välinen suhde (huomaa x-akselin logaritminen asteikko). Muiden lajien lajimäärän/koeala ja koealan puuston pohjapinta-alan välinen suhde.

### Tulosten tarkastelu

Tutkimusalueemme sekä Suomen että Karjalan tasavallan puolella ovat olleet pitkään jatkuneen ihmistoiminnan piirissä jo paljon ennen sodan jälkeistä aikaa. Varsinkin kaskitalous on muokannut voimakkaasti alueen metsämaisemaa (Heikinheimo 1915). On syytä korostaa, että tutkimuksessamme ei ole verrattu talousmetsiä luonnontilaisiin metsiin, vaan voimaperäisesti käsiteltyä metsäaluetta

laajaperäisesti käsiteltyyn alueeseen, joskin Karjalan tutkimusalueen metsissä on useita luonnonmetsille ominaisia piirteitä.

Maisematason tunnusten perusteella tutkimusalueet olivat varsin samanlaisia, ts. metsien pääpuulajijakauma ja ikäluokkajakauma erosivat melko vähän maiden välillä. Keskimääräinen kuviokoko oli selvästi pienempi Suomen puolella. Metsien pirstoutuminen muuttaa lajistoa monien eri tekijöiden seurauksena, usein hitaasti vuosikymmeniä kestävien prosessien kautta (ks. esim. Saunders ym. 1991, Haila 1994). On kuitenkin huomattava, että satelliittikuvatulkinnassa käytetyt erilaiset puustoluokat eivät välttämättä kuvaa lajiston kannalta oleellisia metsän rakennetekijöitä. Satelliittikuvalta ei tulkinnassa erotu esim. puuston useampijaksoisuus, pensaskerros, eri-ikäisrakenteisuus, järeiden haapojen esiintyminen tai lahoppuun määrä. Rakenteeltaan varsin erilaisetkin metsiköt voivat tulkinnassa kuulua samaan luokkaan. Lisäksi maisema hahmottuu eri eliölajeille eri tasoilla, joka voi olla eri mittakaavassa kuin satelliittikuvalta tulkittavissa oleva kuva-alkio. Kovakuoriaisen maisema ei todennäköisesti muodostu metsikkökuvioista, vaan esimerkiksi sopivista lahoppuun rungoista.

Metsikön lahoppuun määrän ja saproksyylien lajimäärän välillä oli ilmeinen riippuvuusuhde: mitä enemmän lahoppuuta, sitä enemmän lajeja. Lahoppuun suurempi määrä merkitsee yleensä sitä, että lahoppuuhun liittyviä erilaisia mikrohabitaatteja eli pienelinympäristöjä on enemmän tarjolla (ks. Siitonen 1994). Suhde ei todennäköisesti ole lineaarinen, vaan esim. lahoppuun määrän viisinkertaistuminen saattaa lisätä lajimäärän kaksinkertaiseksi. Jos lahoppuuta on hyvin niukasti ja se on lisäksi laadultaan yksipuolista, metsästä puuttuu suuri osa saproksyylien elinympäristöistä.

Tulosten mukaan näyttää siltä, että metsien yleinen peruslajisto säilyy hoidetuissa talousmetsissä. Lähes kaikki runsaimmat lajit esiintyivät rajan kummallakin puolella, vaikka yksittäisten lajien runsaussuhteissa oli sekä sattumasta että metsien rakenteesta johtuvia eroja. Monet selkärangattomat lajit, kuten hakkuutähteissä lisääntyvät kaarnakuoriaiset, ovat epäilemättä runsastuneet metsätalouden seurauksena (Nuorteva 1968, Heliövaara & Väisänen 1984). Erittäin selvää oli sen sijaan harvinaisten, elintavoiltaan erikoistuneiden lahoppuulla elävien lajien puuttuminen näytteistä Suomen puolen talousmetsistä. Koska muu lajisto rajan eri puolilla oli hyvin samankaltainen, tulos on sitäkin selvempi. Lisäksi lahoppuulla elävien lajien pienempi laji- ja yksilömäärä Suomen puolella sopii hyvin yksin koeloilta mitatun keskimääräisen lahoppuun määrän kanssa, joka oli Karjalassa lähes kymmenkertainen Suomeen verrattuna.

Uusissa monimuotoisuuden huomioivissa metsänkäsittelyohjeissa on pyritty ottamaan huomioon myös lahoppuulla elävien lajien vaatimukset. Hoitosuosituksiin

liittyvä tutkimustarve on edelleen ilmeinen: kuinka paljon ja minkä laatuista lahoppuuta pitäisi eri sukkesiovaiheissa olla saatavissa, jotta suurin osa saproksyytilajistosta tulisi toimeen talousmetsissä, ja millaisia kustannuksia eri määristä aiheutuu? Joka tapauksessa jo nyt käytettävissä olevan tiedon perusteella on varmaa, että lahoppuun määrä on minimitekijä suurelle joukolle taantuneita lajeja (ks. esim. Söderström 1988, Andersson & Hytterborn 1991, Väisänen ym. 1993, Siitonen & Martikainen 1994) ja että lahoppuun määrän lisääminen lisää näiden lajien mahdollisuuksia säilyä talousmetsissä.

### Kiitokset

Yrjö Haila ja Pekka Niemelä oivalsivat ensimmäisinä Suomen ja Venäjän Karjalan luomat mahdollisuudet tämän tyyppiseen tutkimukseen. Evgeni Yakovlev, Andrei Humala ja Aleksei Polovoi auttoivat käytännön asioissa. Heille kaikille lausumme parhaimmat kiitokset. Tutkimus on osa Maj ja Tor Nesslingin säätiön rahoittamaa hanketta, jossa selvitetään metsänhoidon vaikutusta metsien selkärangatonlajiston monimuotoisuuteen.

### Kirjallisuus

- Andersson, L. & Hytterborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* 14:121-130.
- Haila, Y. 1994. Metsän pirstoutuminen luonnonsuojeluekologisena ongelmana boreaalisessa metsävyöhykkeessä. Teoksessa: Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. 1994. Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisissa havumetsissä. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482, s. 59-67.
- Heikinheimo, O. 1915. Kaskiviljelyksen vaikutus Suomen metsiin. *Acta Forestalia Fennica* 4(2):1-264 + 149 liites.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1984. Effects of modern forestry on northwestern european forest invertebrates: a synthesis. *Acta Forestalia Fennica* 189:1-32.
- McGarical, K. & Marks, B. 1993. Fragstats. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Unpubl. software, Department of Forest Science, Oregon State University.
- Myllynen, A.-L. & Saastamoinen, O. 1995. Karjalan tasavallan metsätalous. *Silva Carelica* 29. 210 s.



- Nuorteva, M. 1968. Über Mengenveränderungen der Borkenkäferfauna in einem südfinnischen Waldgebiet in der Zeit von 1953 bis 1964. *Acta Entomologica Fennica* 24:1-50.
- Palm, T. 1951. Die Holz- und Rinden-Käfer der nordschwedischen Laubbäume. *Meddelanden Statens Skogsforskningsinstitut* 40(2). 374 s.
- Palm, T. 1959. Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologica Supplement* 16. 375 s.
- Rassi, P. (toim.) 1993. Suomen kovakuoriaisten (Coleoptera) frekvenssipisteet 1.1.1960-1.1.1990. *Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja* Nro 6. 136 s.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. *Komiteamietintö* 1991:30. 328 s.
- Saunders, D., Hobbs, R. & Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9:185-191.
- Siitonen, J. 1994. Lahopuu ja lahottajasienet kovakuoriaisten elinympäristönä. *Luonnon Tutkija* 98:180-185.
- Söderström, L. 1988. The occurrence of epiphytic bryophyte and lichen species in an old natural and managed forest stand in northeast Sweden. *Biological Conservation* 45:169-178.
- Vuorela, A. 1995. Land cover and forest classification of Finland based on satellite images. *Reports of the Geodetic Institute. Käsikirjoitus*, 12 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 and Conservation* 2:95-113.



## PÖKKELÖT HAKKUUAUKIOILLA - HYÖTYVÄTKÖ TAANTUNEET LAHOPUUKUORIAISET ?

**Lauri Kaila<sup>1</sup>, Petri Martikainen<sup>2</sup> & Pekka Punttila<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Eläinmuseo, PL 17, 00014 Helsingin yliopisto

<sup>2</sup> Ekologian ja systematiikan laitos, Populaatiobiologian osasto,  
PL 17, 00014 Helsingin yliopisto

### Johdanto

Pohjoisen havumetsävyöhykkeen lajirikkaudesta huomattava osa on sidoksissa kuoleviin ja kuolleisiin puihin. Puiden lahottamisesta vastaavat ensisijaisesti lukuisat sienilajit, joista useat ovat erikoistuneet tiettyyn puulajiin; monet sienet myös tarvitsevat toisten sienten esimuokkausta voidakseen asuttaa lahoavan rungon (Kotiranta & Niemelä 1993, Renvall & Niemelä 1994). Hyvin monet selkärangattomat eläinlajit ovat suoraan tai välillisesti riippuvaisia lahoavasta puusta tai lahottajasienistä, eli ovat saproksyylejä. Tällaisia ovat varsinkin hyönteiset, joista tässä kirjoituksessa tarkastellaan kovakuoriaisia. Lahopuuta asuttavia kuoriaislajeja elää Suomessa lähes tuhat. Monet niistä ovat erikoistuneita tiettyihin lahottajasieniin ja sopivaan lahoasteeseen. Niinpä monien tekijöiden summa vaikuttaa siihen, millainen lajisto tietyssä lahorungossa voi elää (Kaila ym. 1994, Siitonen 1994).

Metsänhoito vaikuttaa saproksyylien kovakuoriaisten esiintymiseen. Eräät lajit, kuten monet vastakuolleiden puiden nilaa käyttävät kaarnakuoriaiset, jotka pystyvät lisääntymään hakkuutähteissä ja tukkipinoissa, ovat hyötäneet metsänhoidosta (Nuorteva 1968, Ehnström 1987). Huomattava osa saproksyyleistä lajeista on kuitenkin taantunut Suomessa. Taantuneista lajeista suurin osa on sitoutunut puun myöhempisiin lahoamisvaiheisiin (esim. Ehnström & Waldén 1986, Berg ym. 1994). Nämä lajit ovat joutuneet väistymään, kun niiden tarvitsemat lahoavat rungot ovat vähentyneet Suomen metsistä. Syynä lahopuun vähenemiseen on ollut toisaalta kasvatusmetsien säännöllinen harvennus, jolloin ns. luonnonpoistumaa ei ole päässyt syntymään, toisaalta tuulenkaatojen ja kuolleiden puiden korjuu talousmetsistä.

Saproksyytilajit ja niiden suojelukysymykset on yleensä liitetty aarniometsien suojeluun. Luonnontilaisissa taigametsissä tapahtuu kuitenkin säännöllisesti erilaisia häiriöitä, kuten kuloja, myrskytuhoja ja majavatulvatuhoja. Niiden seurauksena syntyy avoimia, auringonpaisteisia alueita, joissa lahopuun määrä voi olla erittäin suuri. Tällaisia häiriöitä on aikoinaan tapahtunut metsikkötasolla jopa muutaman vuosikymmenen välein, tosin taajuudessa on ollut huomattavaa vaihtelua (Sirén 1955, Zackrisson 1977, Kuuluvainen 1994, Syrjänen ym. 1994). Häiriöiden yleisyys alueellisella tasolla on mahdollistanut monien lajien sopeutumisen näihin olosuhteisiin (Esseen ym. 1992, Ahnlund & Lindhe 1992, Berg ym. 1994). Tällaisten paisteisten paikkojen lajit joko tarvitsevat riittävästi lämpöä elinkiertoonsa läpiviemiseen, tai ne ovat sidoksissa esim. tiettyihin vain palaneessa puussa eläviin sienilajeihin.

Suomessa metsäpalot ovat tehokkaan valvonnan seurauksena harvinaistuneet ja ne jäävät yleensä hyvin pienialaisiksi. Kulotettaville alueille ei puolestaan juuri jätetä kokonaisia runkoja. Tuulenskaadot ym. korjataan tehokkaasti metsistä. Tämän vuoksi kuloista ja paisteisista paikoista riippuvaiset saproksyytit kovakuoriaislajit ovat taantuneet Suomessa niin, että monet niistä ovat nykyään uhanalaisia. Muutamat lajit ovat jo hävinneet meiltä tai ovat välittömässä häviämisaarassa. Jos näiden lajien elinvaatimusten turvaamiseksi riittäisi sopivanlaisen lahopuun kohtuullisen runsas olemassaolo aukeilla paikoilla, voitaisiin tämän lajityhteisön tulevaisuus ainakin osittain turvata talousmetsissä jättämällä hakkuuaukoille ja kulotettaville aloille kaikki se kuollut ja kuoleva puusto, jolla ei ole taloudellista merkitystä.

Esittelemme tässä alustavia tuloksia tutkimuksesta, jossa selvitimme valoisten hakkuuaukoiden ja sulkeutuneiden metsien saproksyylikuoriaisyhteisöjen eroja, ja lahoppököiden merkitystä kuoriaislajiston monimuotoisuuden ylläpitämisessä.

### **Aineisto ja menetelmät**

Tutkimme pystyyn kuolleiden koivupökölöiden kovakuoriaislajistoa yhteensä kahdeksalla hakkuuaukiolla sekä niitä ympäröivissä metsissä Heinolan maalaiskunnassa sekä Juvalla. Tutkimuskohteiksi valitsimme ainoastaan valkolahoja, taulakäävän lahottamia pökölöitä, joissa ei ollut näkyvissä muiden kääpäälajien itiöemiä. Teimme tämän rajauksen siksi, että lahottajasienellä tiedetään olevan huomattava merkitys runkoa asuttavan lajityhteisön rakenteeseen (Kaila ym. 1994). Keräsimme näytteet jatkuvatoimisilla runkoon kiinnitettävillä runkoikkunapyödyksillä, jotka keräävät tehokkaasti lahoppuhyönteisiä itse runkoa

vahingoittamatta (Kaila 1993). Keräsimme näytteitä kevästä syksyyn vuonna 1993 yhteensä 50 pötkelöstä, joista puolet sijaitsi hakkuuaukeilla ja puolet metsissä.

Lisäksi teimme pienehkön ennen-jälkeen -kokeen (ns. before-after-with control-impact eli BACI-koe). Keräsimme näytteitä samalla menetelmällä vuonna 1990 eräästä koivuvaltaisesta metsiköstä Heinolan mlk:sta sekä toisesta, n. 10 km päässä sijaitsevasta samantyyppisestä vertailumetsästä Pertunmaalta. Talvella 1990-91 Heinolan metsikkö hakattiin niin, että kuolleet koivupötkelöt jätettiin hakkuuaukolle pystyyn. Pertunmaan metsikköä ei hakattu. Vuonna 1993 toistimme pyynnin samoilla paikoilla.

## Tulokset

Aineisto käsitti 10248 saproksyylikuoriaisyksilöä, jotka kuuluivat 129 lajiin. Kokonaislaji- ja -yksilömäärät olivat samankaltaisia sekä hakkuuaukkojen että vertailumetsien näytteissä. Sitä vastoin yksittäisten lajien esiintymisessä aukoissa ja metsissä oli huomattavia eroja (taulukko 1). Metsänäytteissä oli joukko runsaita lajeja, jotka olivat hyvin vähälukuisia tai jopa puuttuivat kokonaan hakkuuaukonäytteistä. Vastaavasti hakkuuaukoilla esiintyi lajeja, joita ei tavattu lainkaan metsistä. Tämä tulos vahvistaa aiempaa käsitystä lajien tarkoista ympäristövaatimuksista: sulkeutuneiden metsien ja aukeiden paikkojen lahoppukuoriaisyhteisöt ovat erilaisia. Ennen-jälkeen -kokeen tulokset olivat samankaltaisia metsä - aukko -vertailun kanssa. Hakkuuaukonäytteissä tavattiin myös kaksi lajia, jotka esiintyvät runsaimmillaan metsäpalojen jälkeen, eli ovat 'pyrofiilejä' (Wikars 1992). Havainto viittaa siihen, että ainakin jotkin metsäpaloja seuraavat lajit voivat alhaisina tiheyksinä elää myös muunlaisissa häiriömetsissä. Aineistossa oli myös useita Suomessa harvinaisia lajeja (taulukko 2). Useimmista tavattiin vain yksittäisiä yksilöitä, mutta eräistä runsaammista on havaittavissa niiden taipumus esiintyä vain joko aukoilla tai metsissä. Sekä metsä- että aukkonäytteissä oli myös uhanalaisia lajeja (taulukossa merkitty tähdellä \*). Tällaisten lajien löytyminen hakkuuaukioiden pötkelöistä viittaa siihen, että jotkin uhanalaisista lajeista ovat suojeltavissa jättämällä riittävästi järeää lahoppuuta hakkuuaukoille.

Taulukko 1. Kovakuoriaislajit, jotka selvimmin suosivat joko hakkuuaukioiden tai metsien pötkelöitä metsä - hakkuuaukiovertailussa. Taulukossa on esitetty hakkuuaukioilta tulleiden yksilöiden osuus lajin kokonaismäärästä tutkimuksessa, sekä kokonaisyksilömäärä (N).

| Heinola                           |       |       | Juva                             |       |       |
|-----------------------------------|-------|-------|----------------------------------|-------|-------|
| Hakkuuaukio                       | %     | (N)   |                                  | %     | (N)   |
| <i>Denticollis borealis</i>       | 100,0 | (13)  | <i>Sphindus dubius</i>           | 100,0 | (19)  |
| <i>Bitoma crenata</i>             | 100,0 | (10)  | <i>Lygistropterus sanguineus</i> | 100,0 | (13)  |
| <i>Lygistropterus sanguineus</i>  | 100,0 | (51)  | <i>Anisotoma axillaris</i>       | 95,5  | (269) |
| <i>Litargus connexus</i>          | 96,3  | (82)  | <i>Mycetophagu piceus</i>        | 90,0  | (61)  |
| <i>Mycetophagus piceus</i>        | 94,7  | (95)  | <i>Glischroch. quadripustul.</i> | 88,9  | (27)  |
| <i>Anisotoma axillaris</i>        | 94,6  | (56)  | <i>Litargus connexus</i>         | 88,9  | (9)   |
| <i>Ampedus pomorum</i>            | 94,4  | (18)  | <i>Ampedus balteatus</i>         | 88,2  | (16)  |
| <i>Ampedus balteatus</i>          | 94,1  | (17)  | <i>Ampedus nigrinus</i>          | 87,5  | (8)   |
| <i>Platystomos albinus</i>        | 93,3  | (15)  | <i>Rhizophagus bipustulatus</i>  | 87,0  | (24)  |
| <i>Sphindus dubius</i>            | 93,1  | (29)  | <i>Ampedus pomorum</i>           | 83,3  | (7)   |
| Metsä                             | %     | (N)   |                                  | %     | (N)   |
| <i>Lordithon speciosus</i>        | 0,0   | (13)  | <i>Orchesia micans</i>           | 8,1   | (37)  |
| <i>Arpidiphorus orbiculatus</i>   | 7,5   | (40)  | <i>Hylecoetus dermestoides</i>   | 11,1  | (9)   |
| <i>Triplax aeneus</i>             | 11,1  | (9)   | <i>Triplax russica</i>           | 11,5  | (131) |
| <i>Agathidium confusum</i>        | 11,8  | (17)  | <i>Glischrocilus hortensis</i>   | 13,6  | (22)  |
| <i>Anisotoma humeralis</i>        | 13,6  | (285) | <i>Dorcatoma dresdensis</i>      | 14,3  | (35)  |
| <i>Rhizophagus dispar</i>         | 17,5  | (57)  | <i>Cis jacquemartii</i>          | 17,0  | (47)  |
| <i>Rhizophagus cribratus</i>      | 19,0  | (63)  | <i>Salpingus ruficollis</i>      | 18,2  | (11)  |
| <i>Mycetophagus quadripustul.</i> | 21,4  | (14)  | <i>Dorcatoma robusta</i>         | 20,8  | (236) |
| <i>Dorcatoma dresdensis</i>       | 25,0  | (24)  | <i>Lordithon speciosus</i>       | 22,2  | (15)  |
| <i>Triplax russica</i>            | 23,7  | (473) | <i>Anisotoma humeralis</i>       | 26,2  | (118) |

Taulukko 2. Metsä - hakkuuaukkovertailussa tavatut harvinaiset kovakuoriaislajit (enintään 50 löytöpaikkaa Suomesta vuoden 1960 jälkeen), ja niiden yksilömäärät. Uhanalaiset lajit on merkitty tähdellä (\*).

| Laji                                   | Yksilömäärä     |                 |
|--|-----------------|-----------------|
|  | hakkuuaukio     | metsä           |
| <i>Amphicyllis globiformis</i>         | -               | 1               |
| <i>Denticollis borealis</i>            | 13              | -               |
| <i>Dorcatoma punctulata</i>            | 1               | 3               |
| <i>Globicornis emarginata</i>          | 6               | -               |
| <i>Hadraule elongatula</i>             | 1               | -               |
| <i>Hylis procerulus</i>                | 1               | -               |
| <i>Ipidia binotata</i>                 | -               | 4               |
| <i>Laemophloeus muticus</i>            | 3               | -               |
| <i>Lordithon pulchellus</i>            | -               | 1               |
| <i>Lordithon trimaculatus</i>          | -               | 1               |
| * <i>Mycetophagus quadripustulatus</i> | 3               | 12              |
| <i>M. decempunctatus</i>               | 2               | 6               |
| <i>M. populi</i>                       | 2               | -               |
| * <i>Peltis grossa</i>                 | 4               | 1               |
| <i>Priobium carpini</i>                | 1               | -               |
| <i>Rhizophagus parallelocollis</i>     | 1               | -               |
| <i>R. nitidulus</i>                    | 4               | 6               |
| * <i>Scotodes annulatus</i>            | -               | 1               |
| * <i>Tomoxia bucephala</i>             | 3               | 1               |
| * <i>Triplax rufipes</i>               | -               | 2               |
| <i>Tritoma bipustulata</i>             | 2               | 1               |
|  | 15 spp./47 exx. | 13 spp./40 exx. |

Tiedossa ei ole, kuinka kauan pötkelöt elättävät kuoriaislajistoa, ja miten lajisto muuttuu pötkelöiden ikääntyessä ja lahoamisen edetessä. Tämän selvittämiseksi käynnissä on seurantatutkimus, jossa seuraamme vuodesta toiseen tiettyjen hakkuuaukoille jätettyjen pötkelöiden saproksyyllilajistoa, kunnes pötkelöt ovat täysin lahonneet ja kaatuneet.

### **Päätelmät**

Sulkeutuneiden metsien lahoppukuoriaisyhteisö on erilainen kuin avoimien, auringonpaisteisten ympäristöjen. Lajiston monimuotoisuuden säilyttämiseksi on tärkeää turvata mahdollisimman monenlaisten elinympäristöjen ja pienympäristöjen riittävä saatavuus: vanhojen metsien lajeja ei voi säilyttää jättämällä hakkuuaukoille lahoppuuta, vaan ne tarvitsevat säilyäkseen sulkeutuneita metsiä, joissa on jatkuvasti saatavilla kunkin lajin vaatimusten mukaista lahoavaa puuta. Sopivien pienympäristöjen jatkuvuuden turvaamiseksi vanhojen metsien tulisi olla laaja-alaisia, sillä on viitteitä siitä, että vanhojen metsien lajit eivät välttämättä ole tehokkaita leviämään. Toisaalta vanhat metsät eivät sovi elinympäristöiksi avoimiin ympäristöihin sitoutuneille saproksyyllilajeille. Ainakin osa tällaisista lajeista hyötyy selvästi järeiden lahoppuiden jättämisestä hakkuualueille.

### **Kiitokset**

Kiitokset Lauri Kaupille, joka on mahdollistanut tutkimuksemme teon maillaan. Tutkimus on osa Suomen Akatemian ja Maj ja Tor Nesslingin säätiön rahoittamaa hanketta, jossa selvitetään metsänhoidon vaikutusta metsien selkärangatonlajiston monimuotoisuuteen.

### **Kirjallisuus**

Ahnlund, H. & Lindhe, A. 1992. Hotade vedinsekter i barrskogslandskapet - några synpunkter utifrån studier av sörmålandska brandfält, hållmarker och hyggen. - Entomologisk tidskrift 113:13-23.



- Berg., Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. - *Conservation Biology* 8:718-731.
- Ehnström, B. 1987. Svenska skogsinsekter efter förändringen från naturskog till kulturskog. - *Ent. Meddr.* 55:121-124.
- Ehnström, B. & Waldèn, H. W. 1986. Faunavård i skogsbruket 2: Den lägre faunan. Jönköping. 351 ss.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. Teoksessa: *Ecological principles of nature conservation* (L. Hansson toim.), ss. 252-325. Elsevier Applied Science, London.
- Kaila, L. 1993. A new method for collecting quantitative samples of insects associated with decaying wood or wood fungi. - *Entomol. Fennica* 4:21-23.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Yakovlev, E. 1994. Saproxyllic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypores. - *Ann. Zool. Fennici* 31:97-107.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1993. Uhanalaiset käävät Suomessa. - *Vesi- ja Ympäristöhallituksen julkaisuja B* 17. 116 s.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, groundmicrotopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. - *Ann. Zool. Fennici* 31:35-51.
- Nuorteva, M. 1968. Über Mengenveränderungen der Borkenkäferfauna in einem südfinnischen Waldgebiet in der Zeit von 1953 bis 1964. - *Acta Entomol. Fennica* 24:1-50.
- Renvall, P. & Niemelä, T. 1994. Lahoamistavat - sienilajiston monimuotoisuutta kaatuneissa puunrungoissa. *Luonnon Tutkija* 98:186-193.
- Siitonen, J. 1994. Lahopuu ja lahottajasienet kovakuoriaisten elinympäristönä. - *Luonnon Tutkija* 98:180-185.
- Sirén G. 1955. The development of spruce forest on raw humus site in northern Finland and its ecology. - *Acta Forest. Fennica* 62:1-362.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994. Landscape structure and rest dynamics in subcontinental Russian European taiga. - *Ann. Zool. Fennici* 31:19-34.
- Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder och insekter. - *Entomologisk Tidskrift* 113:1-11.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. - *Oikos* 29:22-32.



# LOISET LUONNON MONIMUOTOISUUDEN ILMENTÄJINÄ

**Heikki Henttonen<sup>1</sup> & Voitto Haukisalmi<sup>2</sup>**

1 Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

2 Ekologian ja systematiikan laitos, PL 17, 00014 Helsingin yliopisto

"Most of the species on our planet are parasites" (Price 1980).

"We cannot understand nature and our place in nature  
without understanding parasites" (Ewald 1994).

## Johdanto

Suomen metsäluonnon ja lähitulevaisuudessa koko boreaalisen havu-  
metsävyöhykkeen biologinen monimuotoisuus riippuu metsätalouden  
menetelmistä. Luonnon monimuotoisuuden tutkimuksesta on tullut muotiala -  
tarpeellinen sellainen - mutta tutkimus meillä ja muuallakin tuntuu kohdistuvan  
jossain määrin yksipuolisesti luonnon helposti näkyvään, helposti tutkittavaan,  
usein esteettiseen osaan. Poikkeuksen tässä lähestymistavassa tekevät ansiokkaat  
entomologiset tutkimukset. Tämä estetiikka on tietenkin inhimillisesti  
ymmärrettävää. Voi kuitenkin kysyä, kuinka paljon se kertoo luonnon todellisesta  
monimuotoisuudesta.

Tunnetuista eliöistä huomattava osa voidaan laajassa mielessä lukea loisiksi.  
Tieteelle uusien lajien kuvauksista loiset muodostavat enemmistön. Evoluution,  
siis biologisen monimuotoisuuden, hämmästyttävimmät sopeutumukset löytyvät  
yleensä loiselämästä. Loiselämän (parasitismen) merkitys luonnon dynamiikassa  
on vasta alkanut aueta tutkijoille. Monet vakiintuneet ekologiset ajattelukuviot on  
jouduttu, ja yhä enemmän joudutaan tulkitsemaan kokonaan uudelleen, kun  
taustalta paljastuu loisten merkitys. Loiset eivät välttämättä, eivätkä useinkaan  
tapa isäntiään (paitsi hyönteisparasitoidut aina), mutta ne voivat säädellä  
merkitsevästi isäntäpopulaatioita heikentämällä isäntien lisääntymistä, altistamalla  
ne pedoille, tai vaikuttamalla lajien levinneisyyksiin tai lajien välisiin

kilpailusuhteisiin. Luonnon toimintaa ja sen biologista monimuotoisuutta on mahdotonta ymmärtää, jos parasitismia ei huomioida.

Ottakaamme yksinkertainen esimerkki. Metsämyyrä on maamme yleisin nisäkäs, ja sen ekologiaan metsätalous vaikuttaa voimakkaasti (Henttonen 1989). Tältä yhdeltä nisäkäslajilta pelkästään Suomesta olemme löytäneet useita kymmeniä loislajeja, useimmat niistä vain metsämyyrällä tavattavia. Inhimillisestä tai avainlajin näkökulmasta voisi helposti ajatella, että kyseinen yksi nisäkäslaji on "arvokkaampi" kuin kymmenet loislajit, mutta evolutiivisesti, luonnon todellisen monimuotoisuuden ja geneettisen monimuotoisuuden kannalta asia on varmasti toisin.

Luonnon monimuotoisuuden indikaattoreina monet loiset, erityisesti makroloiset (loismadot ym.) ovat erinomaisia. Niillä on usein monimutkaisia, epäsuoria elinkiertoja, joissa loinen leviää pääisännästä toiseen yhden tai useamman väli-isännän kautta. Nämä väli-isännät voivat olla esimerkiksi maaperäpunkkeja, hyppyhäntäisiä, kirppuja, kovakuoriaisia ja kotiloita. Väliisäntien kautta leviävien loisten esiintyminen pääisännissään, esim. pikkunisäkkäissä, on mahdollista vain jos sekä pääisäntä ja tarpeelliset väliisännät esiintyvät samalla paikalla samaan aikaan. Loisten esiintyminen on siis voimakkaasti sidottu sopiviin paikallisiin ympäristöolosuhteisiin. Sellaisetkin lievät ympäristömuutokset, jotka eivät vielä näy jonkin hyvin erottuvan selkärangkaislajin dynamiikassa, voivat nopeasti heijastua loislajistoon ennen kaikkea siksi, että loisten elinkiertojen kannalta välttämättömien väliisäntien elinolosuhteet muuttuvat. Loisten runsaudenmuutokset voivat siten heijastaa mahdollisia muutoksia myös monessa muussa vaikeasti tutkittavassa, "näkyvässä" eliöryhmässä. Loisten monimuotoisuuden tutkiminen tarjoaa uuden lähestymistavan arvioitaessa ympäristömuutosten vaikutuksia eläimistöön.

### **Loistutkimuksemme taustaa**

Olemme tutkineet pikkunisäkkäiden loisia kohta 20 vuotta. Olennaisia loistutkimuksiamme on luetteloitu kirjallisuusluettelossa; emme tässä viittaa yksittäisiin tutkimuksiin sen tarkemmin. Tutkimuksemme oli alunperin keskittynyt loisten populaatiodynamiikkaan, yhteisörakenteeseen ja mahdollisiin vaikutuksiin isäntäpopulaatioihin. Hallitsemme todennäköisesti useimmat sellaiset tekijät, jotka vaikuttavat pikkunisäkkäiden loisten ajalliseen vaihteluun ja esiintymiseen eri isäntälajeissa ja tietyn isäntälajin eri osaryhmissä (sukupuolet, ikä- ja lisääntymisryhmät). Näiden tekijöiden tunteminen on järkevän

monimuotoisuustutkimuksen välttämätön edellytys. Erityisesti isäntäpopulaatioiden em. heterogeenisyyden tunteminen on kaiken loistutkimuksen peruslähtökohta. Satunnainen näytteiden keräily ilman, että tunnetaan kohteen pitkän ja lyhyen aikavälin dynamiikkaa voi antaa hyvinkin harhaanjohtavia tuloksia.

Myös alueellisilla tekijöillä, esim. biotoopilla, on voimakas vaikutus loisten esiintymiseen pääisännissä. Lisäksi pikkunisäkkäiden loislajistossa ja loislajien runsaussuhteissa on selviä paikkojen välisiä eroja jopa (ihmissilmin) homogeenisessa ympäristössä. Tunnetaan myös loislajeja, joiden isäntälajispesifisyys eroaa hyvinkin läheisten alueiden välillä, mikä korostaa paikallisen koevoluution merkitystä loisten ja isäntien välillä.

### **Metsämyyrän suolistoloisten dynamiikka ja monimuotoisuus**

Esittelemme seuraavassa joitain tuloksia metsämyyrän loislajiston dynamiikasta ja sen merkityksestä loisten monimuotoisuuden ymmärtämiseksi. Nämä loistutkimukset olemme tehneet Pallas-Ounastunturin kansallispuiston vanhoissa metsissä ja läheisellä METLAN Pallasjärven tutkimusalueella kiinteässä yhteydessä Pallaksen pitkäaikaiseen myyrätutkimukseen (Henttonen ym. 1987). Taulukossa 1 on esitetty eräitä päälinjauja metsämyyrän loisten esiintymisestä. Olemme jakaneet loiset niiden esiintymisen perusteella kahteen ryhmään, yleisiin ja harvinaisiin. Jako ei ole aivan ehdoton, vaan heijastaa myös ryhmien ekologisia eroja. Jaottelumme yleisiin ja harvinaisiin lajeihin on vertailukelpoinen Hanskin (1982) dikotomiaan ydin- ja satelliittilajeista.

### **Isäntäpopulaation heterogeisyys**

Loisten esiintyminen isäntäpopulaatiossa riippuu monista tekijöistä, mutta yksi olennainen vaikuttaja pikkunisäkkäillä on isäntäpopulaation heterogeisyys. Myyräpopulaatio voi kesällä koostua sekä talvehtineista että samana kesänä syntyneistä lisääntyvistä yksilöistä ja eri-ikäisistä lisääntymättömistä eläimistä. Lisääntyneet yksilöt yleensä kuolevat syksyyn mennessä, ja nuorten talvehtimaan alkavien yksilöiden todennäköisyys saada loisia kasvaa tietenkin ajan myötä. Talvehtivat saavuttavat sukukypsyyden seuraavana keväänä. Näiden kaikkien osaryhmien herkkydessä loisille on huomattavia eroja, ennen kaikkea

Taulukko 1. Maamme yleisimmän nisäkkään, metsämyyrän sisäloisten strategiat Pallasjärvellä.

## YLEISET LOISET

## HARVINAISET LOISET

### Esiintyminen isäntäpopulaatiossa

Koko populaatiossa

Vain tietyissä osaryhmissä

### Vuodenaikainen dynamiikka

Esiintyy koko vuoden

Esiintyy vain lyhyen ajan

### Pitkäaikainen dynamiikka

Vakaa, ennustettava

Epävakaa, huonosti ennustettava

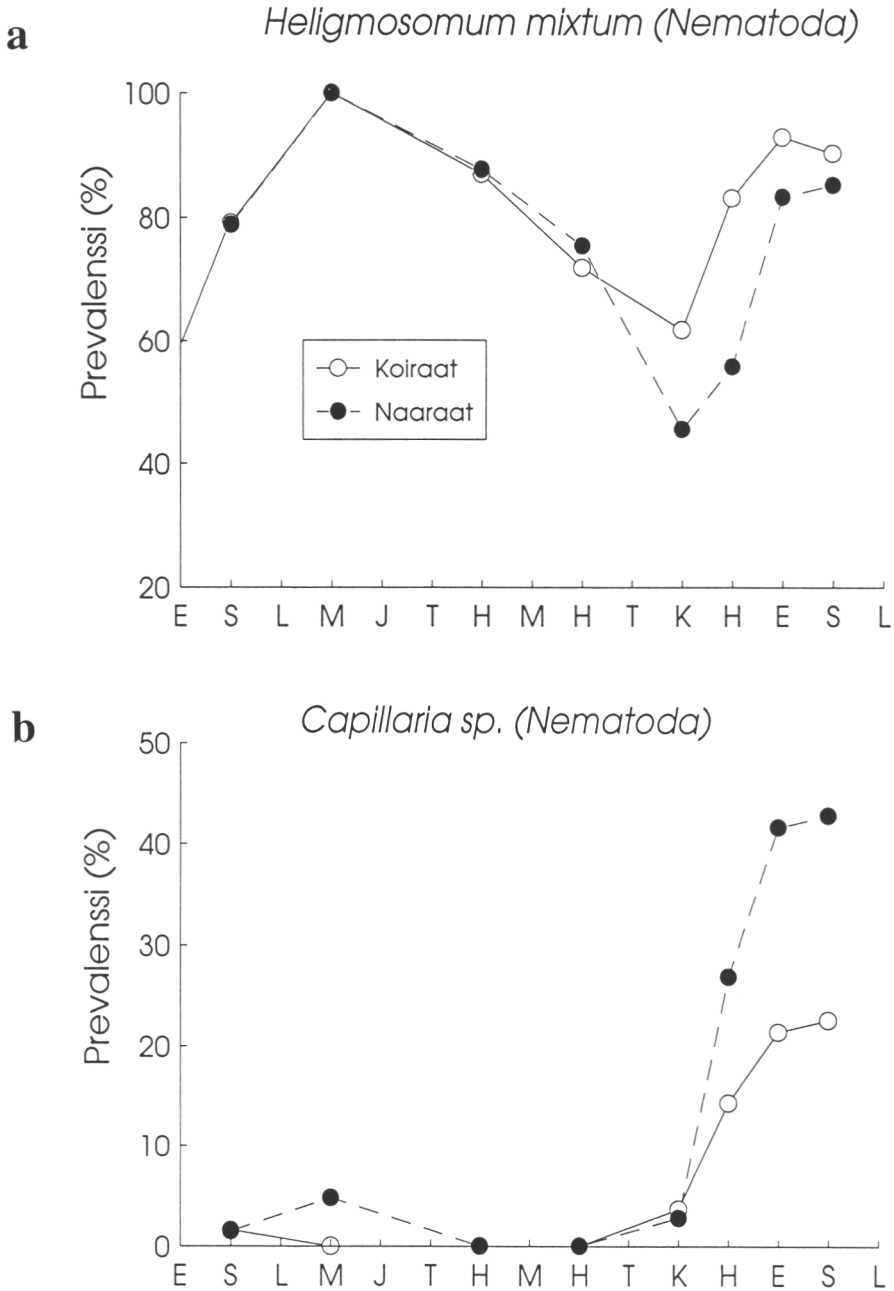
### Habitaattiskaala

Laaja

Kapea, laikuttainen

hormonaalisista ja immunologisista eroista johtuen. Yleiset loiset, kuten *Heligmosomum mixtum*-sukkulamato (Nematoda), runsastuvat metsämyyrissä iän myötä syksyllä ja talvella, vähenevät hieman keväällä eläinten saavuttaessa sukukypsyyden, mutta runsastuvat taas sen jälkeen kesällä. Periaatteessa nämä loiset ovat jatkuvasti yleisiä kaikissa isäntäpopulaation osaryhmissä (kuva 1a).

Harvinaiset loiset, kuten esim. *Capillaria*-sukkulamato, sen sijaan näyttävät iskeytyvän ainoastaan vanhoihin talvehtineisiin eläimiin keski- ja loppukesällä (kuva 1b). Tällöin vanhojen yksilöiden osuus koko isäntäpopulaatiosta on jo hyvinkin pieni, mutta loiset ovat hetken hyvin yleisiä tässä isäntäpopulaation nopeasti vähenevässä osaryhmässä. Mikäli tätä harvinaisten loisten strategiaa ei ymmärrä, metsämyyrän loisten monimuotoisuudesta saisi helposti suurimman osan vuotta vajaavaisen käsityksen. Saaliiseen eksyisi vain pari vanhaa yksilöä, harvinaisten loisten havaitseminen olisi aivan satunnaista, eikä olisi mahdollista tehdä johtopäätöksiä niiden erikoisesta ekologiasta.



Kuva 1. Esimerkki yleisen loisen, *Heligmosomum mixtum*-sukkulamadon (a), ja harvinaisemman loisen *Capillaria*-sukkulamadon (b), vuodenaikaisesta esiintymisestä. Prevalenssi (pysty akseli) = kuinka monessa prosentissa isännistä loinen esiintyy. Kuvaaja alkaa loppukesän nuorista myyristä ja seuraa samaa ikääntyvää myyräkohorttia läpi talven seuraavaan syksyyn. *Heligmosomum* on yleinen koko ajan, mutta *Capillariaa* tavataan vain vanhoissa eläimissä.

## **Vuodenaikainen dynamiikka**

Edellä kävi jo epäsuorasti ilmi, että metsämyyrän yleiset loiset esiintyvät runsaina ympäri vuoden riippumatta isäntäpopulaation rakenteesta. Tämä tietenkin merkitsee, että myös infektiivisten välivaiheiden täytyy olla tarjolla suurimman osan vuotta. Yleisten loisten elämänsykli toimii siis talvellakin riippumatta siitä, onko loisilla suora (ei väli-isäntiä) vai epäsuora (väli-isännällinen) elämänsykli.

Harvinaiset loiset tarvitsevat tietyn ikäisen ja tietyssä lisääntymistilassa olevan isännän, mutta tämän lisäksi niiden esiintymistä näyttää voimakkaasti rajoittavan elinkiertoon kuuluvien väli-isäntien (esim. tietyt hyönteiset) lyhyt esiintymisjakso keski-loppukesällä. .

## **Pitkäaikainen dynamiikka**

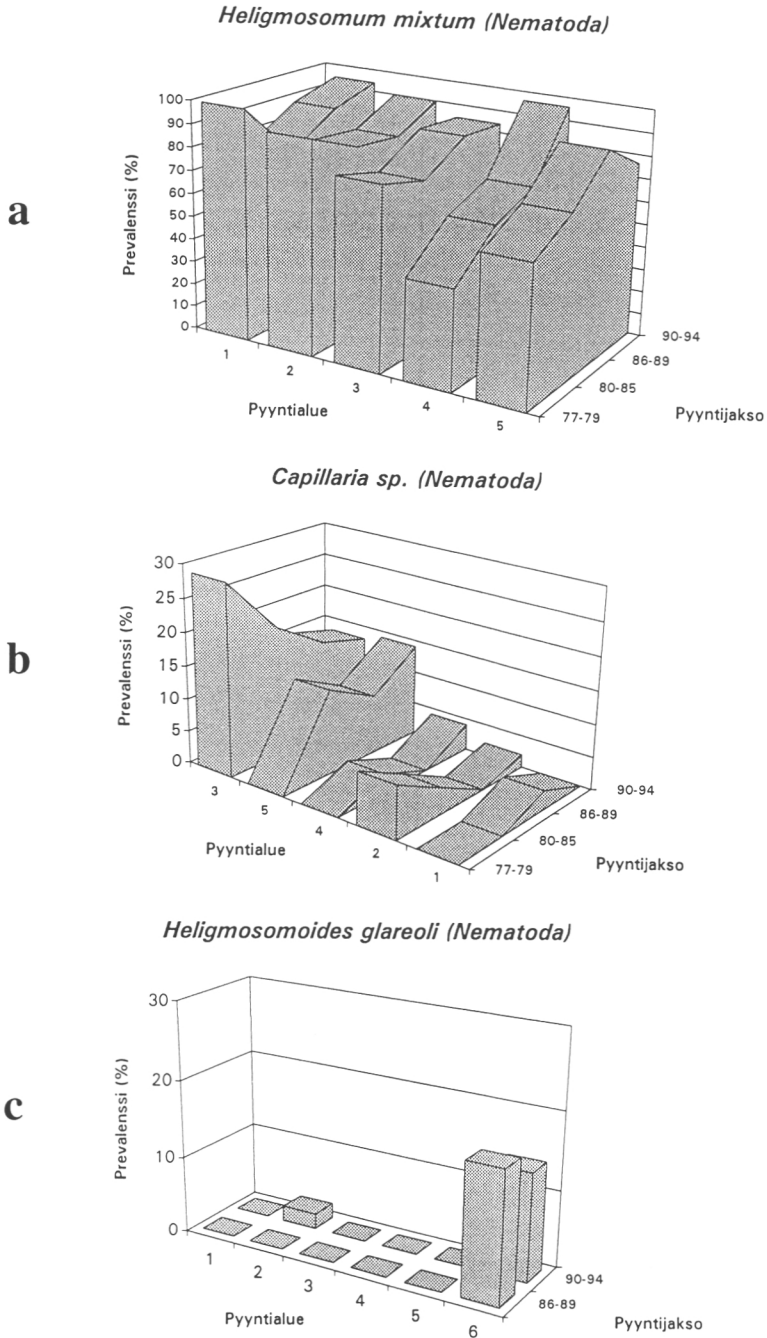
Yleisten loisten runsautta pääisännässään säätelee eniten kesän sääolot (sademäärä ja lämpötila). Tämä on ymmärrettävää, koska suoran elämänsykin vapaana elävät toukkavaiheet tai epäsuoran elämänsykin väli-isännät voivat kärsiä kuivuudesta. Myös edellisen vuoden isäntätiheys vaikuttaa seuraavan vuoden loisten määrään. Ylipäätään yleisten loisten määrä on melko vakaa, vaihtelun syyt ovat selvitettävissä, ja vaihtelut ovat ennustettavissa (kuva 2a, aika-akseli).

Harvinaisten loisten vaihtelu sen sijaan on epävakaa (kuva 2b, aika-akseli), eikä vaihtelun syiden selvittäminen onnistu - ei ainakaan samoilla ympäristötekijöillä kuin yleisten loisten vaihtelu. Tämä todennäköisesti kuvastaa harvinaisten loisten dynamiikkaan kuuluvien satunnaistekijöiden merkitystä; nämä satunnaistekijät vaikuttanevat sekä itse loisiin että sen väli-isäntiin.

## **Habitaattiskaala**

Metsämyyrän yleiset loiset esiintyvät tutkimusalueemme vanhoissa metsissä kaikkialla (kuva 2). Sen sijaan hakkuualueilla esim. kuivuus saattaa vaikuttaa niiden määrään. Samoin harmaakuvemyyrän yleisimmän loisen runsaus hakkuualueilla on vain viidennes siitä mitä läheisissä vanhoissa metsissä.





Kuva 2. Yleisen loisen, *Heligmosomum mixtum* (a), ja kahden harvinaisemman loisen, *Capillaria* sp. (b) ja *Heligmosomoides glareoli* (c), ajallinen vakaas ja esiintymisen laikuttaisuus Pallasjärven vanhoissa metsissä. Tutkimuspyyntialueet (vaaka-akseli) kuvaavat usean lähekkäisen pyyntiruudun muodostamia kokonaisuuksia, jotka puolestaan ovat selvästi erillisiä. Tutkimusvuodet on ryhmitelty jaksoiksi. Huomaa, että a:ssa prelevanssiasteikko on 100 %:iin, mutta b:ssä c:ssä vain 30 %:iin. Aineisto perustuu jokavuotisiin syysnäytteisiin ja kattaa koko populaation.

Harvinaiset loiset eroavat myös habitaattiskaalansa suhteen yleisistä lajeista. Sen lisäksi että harvinaisten loisten esiintyminen rajoittuu vain tiettyyn isäntäpopulaation osaryhmään, lyhyeen jaksoon kesällä, ja on pitkällä aikavälillä epävakaata, niiden esiintyminen vanhoissa metsissä on hyvin laikuttaista (Kuva 2b ja c). Mielenkiintoista on myös, että nämä esiintymislaikut näyttävät säilyvän samoilla paikoilla vuodesta toiseen. Tällöin täytyy olla kyse loisen väli-isäntäkierron onnistumisesta vain tässä laikussa, mihin mahdolliset mikroilmasto-olosuhteet ja/tai ihmissilmin vaikeasti havaittavat pienet habitaattierot vaikuttavat. Ympäristöolosuhteiden muutokset voivat nopeasti hävittää loisen elinkierron osan tai osia, ja näin ollen itse loisenkin.

Oma ongelmansa on, kunka paljon tällaisten pysyvien mutta pienialaisten laikkujen eliöt ovat yhteydessä muihin laikkuihin. On mahdollista, että tällaisten pienten laikkujen harvinaisten loisten populaatiot erilaistuvat geneettisesti, mikä voisi selittää aiemmin mainittuja alueellisia eroja isäntälajin valinnassa.

### **Metsätalouden vaikutukset metsämyyräloisimallissa**

Ympäristön muutokset vaikuttavat metsämyyrän loislajistoon. Tämä muutos tapahtuu usealla tasolla.

- 1) Avohakkuu voi vähentää niin yleisten kuin harvinaisten loisten runsauksia ja lajimääriä. Kasvillisuuden, lämpö- ja kosteusolosuhteiden muutokset luultavasti häiritsevät väli-isäntien elinmahdollisuuksia.
- 2) Pohjois-Suomen vanhoista metsistä olemme löytäneet sellaisia metsämyyrän harvinaisia loislajeja, joita Etelä-Suomen talousmetsistä emme löydä. Emme voi kuitenkaan vielä varmuudella päätellä onko kyse metsätalouden vaikutuksesta, esim mikroilmaston ja kasvillisuuden muuttumisesta, vai alueellisista eroista.
- 3) Vanhojen metsien pirstoutuminen ei välittömästi uhkaa yleisiä loislajeja, koska isäntäpopulaation runsaimman osaryhmän (nuoret ja juuri lisääntymistilan saavuttavat myyrät) liikkuminen metsiköstä toiseen on melko tehokasta. Myöskään kasvavaan metsään kohdistuvat toimenpiteet tuskin ratkaisevasti haittaavat yleisiä lajeja. Sen sijaan vanhojen metsien pirstoutuminen voi ratkaisevasti vähentää harvinaisten lajien määrää ja populaatioita näiden ja väli-isäntien ympäristövaatimuksista ja laikuttaisesta esiintymisestä johtuen. Mitä

pienemmät jäljelle jäävät metsiköt ovat, sen suurempi on todennäköisyys harvinaisen lajin populaatiolla hävitä pelkästään siksi, että esiintymislaikku ei osu vanhan metsän saarekkeeseen.

- 4) Harvinaisten loisten populaatiot ovat alttiita häviämislle jo pelkästään epävakaiden runsausvaihteluidensa vuoksi. Näin ollen satunnaistekijöiden vaikutus niiden populaatioiden häviämisessä on varmasti suurempi pienissä eristyneissä metsiköissä kuin laajemmissa metsäkuvioidissa. Lisäksi harvinaisten loisten kyky asuttaa tyhjiksi jääneitä metsiköitä on todennäköisesti huono, koska harvinaiset loiset esiintyvät lähes yksinomaan lisääntyvissä ja jo lisääntyneissä myyrissä. Isäntäpopulaation tämä osaryhmä on paikka-sidonnainen; metsämyyrällä lisääntymisen edellytys on pysyvä reviiiri. Jos isäntä ei liiku, niin ei liiku loinenkaan. Väli-isäntien liikkumisesta tiedetään vähän, mutta luultavasti esim. maaperäpunkkien kolonisoimiskyky kahdeksasta jalasta huolimatta on melkoisesti heikompi kuin nelijalkaisten myyrien.
- 5) Metsämyyrän harvinaisten loisten ilmentämä esiintymismalli voi olla yleinen selkärangattomien joukossa. Jos näiden luontomme vähäpätöisten monimuotoisuutta talousmetsissä halutaan ylläpitää, tulee lähinnä mieleen käsittelyn laikuttaisuus päätehakkuukuviolla. Varjoiset laikut voivat turvata alkuperäisen maaperäeliöstön säilymisen. Harvinaisten lajien laikuttaisen esiintymisen ja epävakaa dynamiikan vuoksi myös "ekologiset käytävät" lienevät tarpeen, jotta lajien kolonisaatio mahdollisuudet turvattaisiin, vaikka harvinaisten lajien kolonisaatiokyky olisikin hidas.

### **Muita tutkimuksiamme loisista monimuotoisuuden ilmentäjinä**

Päästäiset ovat metsiemme runsaimpia nisäkkäitä, ovat hyönteissyöjiä, ja niillä on runsas ja monipuolinen loislajisto. Olemme aloittaneet tutkimuksen metsänkäsittelyn vaikutuksista päästäisten sisäloislajistoon, lajimäärään ja lajien välisiin runsaussuhteisiin. Tutkimus tuottaa myös oheistietoa metsien rakenteen vaikutuksesta yleensä pikkunisäkkäiden, erityisesti päästäisten, mutta myös selkärangattomien väli-isäntien esiintymiseen.

Jotta paikallisella tasolla tapahtuvien muutosten merkitystä voitaisiin luotettavasti arvioida, on tunnettava myös päästäisten loislajiston ajallisen ja paikallisen tason laikuttaisuuden perustrendit "homogeenisessä" ympäristössä sekä

laajempialaisen maantieteellisen vaihtelun trendit. Tämä osa on tehty Pallasjärvellä sekä Itä-Suomessa.

Yksi tärkeä osatutkimus tässä päästäisprojektissa on loislajiston kehitys vanhojen metsien saarekkeissa ja niitä ympäröivillä käsitellyillä alueilla. Tutkimukseen kuuluu Itä-Suomessa yhteensä 30 eri kokoista ja eri metsätyyppiä edustavaa vanhan metsän saarekettä, jotka vaihtelevat myös isolaatioasteeltaan. On todennäköistä, että ikimetsäsaarekkeen koko ja eristyneisyys vaikuttavat loislajien väli-isäntien säilymistodennäköisyyteen. Loisten väli-isäntien sukupuutot todennäköisesti heijastavat monen muun vastaavalla tavalla "näkyttömän" ja usein vaikeasti tutkittavan elioryhmän dynamiikkaa.

Olellainen osa päästäisloisprojektia tulee myös olemaan talousmetsien käsittelyjen ja sukkession vaikutukset loislajistoon. Jälleen peruslähtökohtamme on, että kenttäkerroksen ja maaperän olosuhteiden muutokset vaikuttavat loisten väli-isäntien säilymiseen ja täten loisten elinkierron onnistumiseen. Näin loislajiston muutokset voivat heijastaa laajalti sellaisia eliöstön muutoksia, joita muuten olisi vaikea tutkia.

## Kirjallisuus

- Ewald, P.W. 1994. Evolution of infectious disease. - Oxford University Press, 298 pp.
- Hanski, I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. - *Oikos* 38:210-221.
- Haukisalml, V. 1986. Frequency distribution of helminths in microtine rodents in Finnish Lapland. - *Ann. Zool. Fennici* 23:141-150.
- Haukisalml, V. 1989. Intestinal helminth communities of Sorex shrews in Finland. - *Ann. Zool. Fennici* 26:401-411.
- Haukisalml, V. 1991. Commonness and rarity in parasitic helminths of voles. - Väitöskirja, Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos.
- Haukisalml, V. 1994. Interactive versus isolationist helminth communities reconsidered. - *Trends in Ecology & Evolution* 9:344.
- Haukisalml, V. & Henttonen, H. 1990. The impact of climatic factors and host density on the long-term population dynamics of vole helminths. - *Oecologia* (Berlin) 83:309-315.
- Haukisalml, V. & Henttonen, H. 1993a. Co-existence in helminths of the bank vole *Clethrionomys glareolus*. I. Patterns of co-occurrence. - *J. Anim. Ecol.* 62:221-229.

- Haukisalmi, V. & Henttonen, H. 1993b. Co-existence in helminths of the bank vole *Clethrionomys glareolus*. II. Intestinal distributions and interspecific interactions. - *J. Anim. Ecol.* 62:230-238.
- Haukisalmi, V. & Henttonen, H. 1993c. Population dynamics of *Taenia polyacantha* metacestodes in the bank vole *Clethrionomys glareolus*. - *Ann. Zool. Fennici* 30:81-84.
- Haukisalmi, V. & Henttonen, H. 1994. Distribution patterns and microhabitat segregation in gastrointestinal helminths in *Sorex* shrews. - *Oecologia (Berlin)* 97:236-242.
- Haukisalmi, V. & Tenora, F. 1993. *Catenotaenia henttoneni* sp. n. (Cestoda: Catenotaeniidae), a parasite of voles *Clethrionomys glareolus* and *C. rutilus* (Rodentia). - *Folia Parasitol.* 40:29-33.
- Haukisalmi, V., Henttonen, H. & Batzli, G. O. 1995. Helminth parasitism in the voles *Microtus oeconomus* and *M. miurus* on the North Slope of Alaska: host specificity and the effects of host sex, age and breeding status. - *Ann. Zool. Fennici* 32 (in press).
- Haukisalmi, V., Henttonen, H. & Tenora, F. 1987. Parasitism by helminths in the grey-sided vole *Clethrionomys rufocanus* in northern Finland: influence of density, habitat and sex of the host. - *J. Wildl. Dis.* 23:233-241.
- Haukisalmi, V., Henttonen, H. & Tenora, F. 1988. Population dynamics of common and rare helminths in cyclic vole populations. - *J. Anim. Ecol.* 57:807-826.
- Haukisalmi, V., Henttonen, H. & Mikkonen, T. 1994. Parasitism by gastrointestinal helminths in the shrews *Sorex araneus* and *S. caecutiens*. - In: Merritt, J.F., Kirkland, G.L., Jr., and Rose, R.K. (eds), *Advances in the biology of shrews*, Carnegie Museum of Natural History Spec. Publ. 18:97-102.
- Haukisalmi, V., Henttonen, H. & Pietiäinen, H. 1994. Helminth parasitism does not increase the vulnerability of the field vole *Microtus agrestis* to predation by the Ural owl *Strix uralensis*. - *Ann. Zool. Fennici* 31:263-269.
- Henttonen, H. 1989. Metsien rakenteen muutoksen vaikutuksesta myyräkantoihin ja sitä kautta pikkupetoihin ja kanalintuihin - hypoteesi. - *Suomen Riista* 35:83-90.
- Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisalmi, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? - *Oikos* 50:353-365.
- Laakkonen, J., Soveri, T. & Henttonen, H. 1994. Prevalence of *Cryptosporidium* sp. in peak density *Microtus agrestis*, *Microtus oeconomus* and *Clethrionomys glareolus* populations. - *J. Wildl. Dis.* 30:110-111.

- Laakkonen, J., Sukura, A. Haukisalml, V. & Henttonen, H. 1993. *Pneumocystis carinii* and helminth parasitism in shrews *Sorex araneus* and *Sorex caecutiens*. - *J. Wildl. Dis.* 29:273-277.
- Laakkonen, J., Henttonen, H., Soveri, T. & Niemimaa, J. 1995. *Pneumocystis carinii* in arvicoline rodents: seasonal, interspecific and geographic differences in *Microtus*, *Clethrionomys*, *Lemmus* and *Myopus*. - *Can. J. Zool.* (in press).
- Plyusnin, A., Vapalahti, O., Lankinen, H., Lehv slaiho, H., Apekina, N., Myasnikov, Y., Kallio-Kokko, H., Henttonen, H., Lundkvist,  , Brummer-Korvenkontio, M., Gavrilovskaya, I. and Vaheri, A. 1994. Tula virus: a newly detected hantavirus carried by European common voles. - *J. Virol.* 68:7833-7839.
- Plyusnin, A., Vapalahti, O., Lehv slaiho, H., Apekina, N., Mikhailova, T., Gavrilovskaya, I., Laakkonen, J., Niemimaa, J., Henttonen, H., Brummer-Korvenkontio, M. and Vaheri A. 1995. Genetic variation of wild Puumala viruses within the serotype, local rodent populations and individual animals. - *Virus Res.* (in press).
- Price, P.W.1980. Evolutionary biology of parasites. - Monographs in population biology 15, Princeton University Press, 237 pp.
- Soveri, T., Rudb ck, E. & Henttonen, H. 1994. Histopathology of the common shrew *Sorex araneus* in Finland.- In: Merritt, J.F., Kirkland, G.L., Jr., and Rose, R.K. (eds), *Advances in the biology of shrews*, Carnegie Museum of Natural History Spec. Publ. 18:151-153.
- Sukura, A., Laakkonen, J., Soveri, T., Henttonen, H. & Lindberg L. 1992. Detection of *Pneumocystis carinii* in corticosteroid treated voles. A comparison of three staining methods. - *J. Wildl. Dis.* 28:121-124.
- Tenora, F., Henttonen, H. & Haukisalml, H. 1983. On helminths of rodents in Finland. - *Ann. Zool. Fennici* 20:37-45.
- Tenora, F., Haukisalml, V. & Henttonen, H. 1985. *Andrya kalelai* sp.n. and (?) *Anoplocephaloides* sp., Cestoda, Anoplocephalidae, parasites of *Clethrionomys*-rodents in Finland. - *Ann. Zool. Fennici* 22:411-416.
- Tenora, F., Henttonen, H. & Haukisalml, V. 1985. New findings of helminths in rodents in Finland. - *Folia Parasitol.* 32:33.
- Tenora, F., Haukisalml, V. & Henttonen, H. 1986a. Cestodes of the genus *Anoplocephaloides* Baer, 1923 (Anoplocephalidae), parasites of rodents in Finland. - *Acta Univ. Agric. (Brno)* 34:213-217.
- Tenora, F., Haukisalml, V. & Henttonen, H. 1986b. Cestodes of the genus *Andrya* Railliet 1893 (Anoplocephalidae), parasites of rodents in Finland. - *Acta Univ. Agric. (Brno)* 34:219-227.

## METSÄPUIDEN GENEETTINEN MONIMUOTOISUUS

**Veikko Koski**

Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa

Geenit eli perintötekijät ovat uusiutuva luonnonvara. Geneettinen monimuotoisuus on luonnon rikkaus, jolla on korvaamaton arvo lajille itselleen sekä lisäksi suuri merkitys kyseisen lajin taloudelliselle hyväksikäytölle.

Uusiutuva luonnonvara on perintötekijöiden kohdalla ymmärrettävä todellakin sananmukaisesti. Uusi geeni syntyy vain geenistä. Jos "emogeeni" häviää, ei sen kopioitakaan enää voi syntyä luonnossa eikä myöskään biotekniikan laboratorioissa.

Geneettisen monimuotoisuuden perustana on ensinnäkin se, että perintötekijästä on useampi kuin yksi toimiva vaihtoehto. Toinen tärkeä tekijä on, että suvullisen lisääntymisen mekanismit sekoittavat ja yhdistelevät perintöainesta uuden sukupolven syntyessä. Samoin kuin korttipelissä pakka sekoitetaan ja pelaajille jaetaan uudet kortit aina uuden kierroksen alussa - ja yksi saa paremmat kortit kuin toinen.

Jokaisella metsäpuulajilla arvioidaan olevan noin 10 000 erilaista geenilokusta tai perintötekijää, joista ehkä noin puolet eli 5 000 on monimuotoisia eli polymorfisia. Jos oletetaan kussakin tapauksessa olevan vain kaksi erilaista vaihtoehtoa, syntyy tästä vaihtelusta erilaisia yhdistelmiä seuraavasti: sukusoluissa  $2^{5000}$ , joka on noin  $10^{1500}$  ja genotyypeissä eli yksilöissä  $3^{5000}$ , joka puolestaan on noin  $10^{2385}$ . Nämä lukumäärät ovat tietysti käsittämättömän suuria. Jos kuvitellaan esimerkiksi mäntymetsää, jossa jokaisella hehtaarilla on 1000 erilaista puuta, tarvittaisiin tällaista metsää noin 10 kertaa koko maapallon metsäala, jotta kaikki vaihtoehdot voisivat toteutua. Geneettisen järjestelmän ihmeellisyyksiin kuuluu, että koko tuo monimuotoisuus voi geenitasolla sisältyä muutamaan sataan yksilöön, eikä siihen tarvita noita äsken mainittuja tähtitieteellisiä lukumääriä.

Metsäpuiden geneettisestä monimuotoisuudesta keskusteltaessa esiin tulevat yleensä ensimmäisinä aiheina harvinaiset erikoismuodot ja vanhat metsät. Toisena asiana on se käsitys, että metsäviljely hävittää geneettisen monimuotoisuuden. Seuraavassa pohdiskellaan edellä mainittuja käsityksiä.

Metsäpuilla tunnetaan koko joukko harvinaisia erikoismuotoja. Visakoivu, käärmekuusi ja mukuramänty ovat muutamia esimerkkejä. Nämä samoin kuin monenlaiset väripoikkeamat ovat kyllä havainnollinen esimerkki periytyvistä ominaisuuksista, mutta niiden merkitys monimuotoisuudelle on itseasiassa vähäinen. Monesti näiden poikkeavuuksien aiheuttajat ovat väistyviä geenejä, jotka ovat jokseenkin yleisiä heterotsygooteissa yksilöissä. Monin verroin merkittävämpää on ns. fysiologisissa ominaisuuksissa, eritoten sopeutumaominaisuuksissa oleva muuntelu. Näistä on esimerkkinä puiden välinen vaihtelu keväisessä kasvun käynnistymisessä. Myöskin tautien ja tuholaiden sietämisessä on silmin nähtäviä eroja. Suurin osa tästä monimuotoisuudesta paljastuu vain erityisillä mittaamenetelmillä. Tämä monimuotoisuuden osa luo lajille edellytykset kehittyä ja sopeutua muuttuviin olosuhteisiin. Se on myös metsänjalostajien aarreaitta.

Vanhat metsät ovat monille eläinlajeille välttämätön elinympäristö, mutta varsinaisia metsäpuiden geneettisen monimuotoisuuden runsauden sarvia ne eivät ole. Erilaisten geeniyhdistelmien lukumäärä on suurimmillaan silloin, kun uusi sukupolvi syntyy. Taimista ja puista kuolee suurin osa, jopa yli 99 %, ennen aihkipuuvaihetta. Eniten normaalista poikkeavat yksilöt putoavat tässä pelissä pois joukosta. Oikein vanhoissa metsissä myös uudistumiskyky heikkenee. Perinnöllisen monimuotoisuuden säilymisen kannalta on parasta, että metsäluonnossa on eri kehitysvaiheissa olevia metsiköitä.

Puulajiemme geneettinen järjestelmä ja lisääntymispotentiaali pystyvät tehokkaasti ylläpitämään geneettistä monimuotoisuutta, kunhan tietyt perusedellytykset säilyvät. Geneettisen monimuotoisuuden säilyttämisen yhteydessä on paljon pohdittu sitä kuinka monta yksilöä tarvitaan, jotta kaikki geenivaihtoehdot saataisiin mukaan. Korkeimmat arviot tarvittavasta yksilömäärästä ovat noin 500 yksilöä, mutta joissakin arvioissa katsotaan muutama kymmenen puuta riittävän suureksi joukoksi. Tällaiset laskelmat pyrkivät minimoimaan yksilömäärät keinotekoisissa säilytyspopulaatioissa, joiden ylläpitäminen ja uudistaminen on kallista. Vähemmälle huomiolle on jäänyt, että tämän lisäksi tarvitaan toimintakykyinen koneisto siirtämään muuntelu sukupolvesta toiseen.

Melkein kaikki meidän metsäpuumme ovat tuulipölytteisiä. Tuulipölytys toimii täydellä teholla vain laajoissa puitteissa. Laajat puitteet merkitsevät tässä yhteydessä kymmenien hehtaarien suuruisia alueita. Normaalisissa metsäissä yksilömäärät ovat tällöin paljon suurempia kuin edellä mainituissa teoreettisissa laskelmissa on saatu. Suomessa tämä tuulipölytysjärjestelmä toimii erinomaisesti kaikkien pääpuulajien kohdalla. Risteytyminen toimii tehokkaasti paitsi metsikön



sisällä myöskin eri metsiköiden välillä. Varttuneessa iässä olevat puut tuottavat hyvänä kukkimisvuotena valtavan suuria kappalemääriä siitepölyhiukkasia ja siemeniä. Tämä on se koneisto, joka tuottaa uusia yhdistelmiä eli sekoittaa korttipakan. Yhden puun siitepölysadossa voi olla 10 miljardia siitepölyhiukkasta, jotka joutuvat tuulen kuljettaviksi. Kevyt siitepöly kulkeutuu valtaosin pois syntymismetsiköstään, mistä seuraa geeninvaihtoa eri metsiköiden välille. Vaikka siemeniäkin syntyy hyvänä vuotena miljoona kappaletta hehtaaria kohti, tarvitaan niiden isiksi vain häviävän pieni osa siitepölystä. Metsäpuut ovat ristisiittoisia ja "moniaivoisia"; osa isäpuista voi kasvaa kilometrien päässä.

Yhtenä osoituksena metsäpuiden systeemin tehokkuudesta on se, miten hyvin Suomen metsät ovat toipuneet menneiden vuosisatojen kaskeamisen, tervanpolton, määrämittahakkuiden ym. jälkeen. Sata vuotta sitten Suomi ei ollut "koskemattomien salojen" maa. Toisaalta, metsien häviäminen monista maista osoittaa, että kriittisen pisteen jälkeen paluuta ei ole.

Metsänviljelyn epäillään uhkaavan metsien geneettistä monimuotoisuutta yleensä. Puheet "puupelloista" perustuvat virheelliseen rinnastukseen maatalouskasvien kanssa. Useimmat peltokasvit ovat joko itsesiittoisia (viljat) tai kasvullisesti lisättäviä (peruna) sisäisesti yhtenäisiä lajikkeita. Metsäpuut ovat ristisiittoisia, joten kylvösiemenessä on aina laaja perinnöllinen muuntelu. Siemenviljelyksessäkin sato syntyy useiden kymmenien pluspuukloonien risteytymisen tuloksena. Kun kussakin siemenviljelyksessä on pluspuita monesta pitäjästä, syntyvän siemenen geneettinen monimuotoisuus on vähintään yhtä suuri kuin normaalin metsikkösiemenen. Tämä asiointila on voitu osoittaa geneettisten markkerien avulla.

Viljelymetsien osuus koko metsäalasta on noin yksi viidesosa, eikä se todennäköisesti koskaan nouse edes puoleen metsäalasta. Viljelymetsien geneettinen monimuotoisuus ei ole samaa kuin nykyisten luonnonmetsien geneettisen rakenteen säilyttäminen muuttumattomana. Muuttumattomuus ei ole edes järkevä tavoite. Ympäristön muutokset, kuten esimerkiksi ennustettu ilmaston lämpeneminen, johtavat sopeutumiseen geneettisen muutoksen kautta. Korttipelivertaukseen palataksemme; uudessa pelissä erilaiset kortit ovatkin edullisemmat.

Suomessa on vuodesta 1992 lähtien varattu erityisiä geenireservimetsiä, joissa monimuotoisuus ja sopeutumiskyky on turvattu vuosisadoiksi eteenpäin. Vuoden 1995 alussa näitä erikoismetsiä on varattu yhteensä 4362 ha, mäntymetsiä 14 kpl, kuusimetsiä 6 kpl ja koivikoita 3 kpl. Verkko ei vielä ole valmis. Erityisesti maan länsi- ja lounaisosista tarvitaan täydennystä.

Jaloilla lehtipuilla tilanne on Suomessa hyvin toisenlainen. Ne ovat kaikkiaan varsin harvinaisia ja niitä on vain pieninä toisistaan erillisinä esiintyminä. Jotkut jaloista lehtipuista ovat myös hyönteispölyttäjiä, kuten lehmus, vaahtera sekä ainakin osittain jalavat. Pienistä erillisistä saarekkeista koostuva populaatiorakenne muodostaa hyvin toisenlaisen risteytymisympäristön kuin laaja yhtenäinen esiintymisalue. Pienissä erillisissä esiintymissä geneettinen erilaistuminen ja köyhtyminen ovat täysin mahdollisia ilmiöitä. Jalojen lehtipuiden mielenkiintoisuutta lisää vielä se, että ne kasvavat Suomessa äärimmäisellä pohjoisrajallaan.

Jalojen lehtipuiden viljely on Suomessa nousemassa pitkästä aallonpohjasta. On tärkeätä, että käyttöön saadaan tällöin mahdollisimman hyvää ja geneettisesti vaihtelevaa materiaalia. Pari vuotta sitten käynnistetyllä tutkimushankkeella tuotetaan nyt perustiedot jalojen lehtipuiden geneettisestä monimuotoisuudesta ja sen jakaumasta. Tämän tiedon pohjalta voidaan sitten tarkoituksenmukaisesti suunnitella sekä geenivarojen säilyttäminen että sopeutumiskykyisen ja elinvoimaisen viljelymateriaalin tuottaminen.

Metsäpuiden geneettinen monimuotoisuus yleisen biodiversiteetin osana ei ole metsänjalostajille mikään tämän päivän uutuuks. Laaja perinnöllinen vaihtelu ja geenivarojen säilyttäminen ovat olleet ohjelmissa mukana jo vuosikymmenien ajan. Jalostetussa metsänviljelyaineistossa, lähinnä siemenviljelysten tuottamassa kylvösiemenessä, vanhempien lukumäärät ovat aina niin suuria, että tuotettu aineisto on vähintään yhtä muuntelevaa kuin luonnossa syntyvä metsikkösiemen. Metsien uudistaminen, olkoon se sitten luontaista tai viljelyä, ei suinkaan kavenna geneettistä monimuotoisuutta vaan päinvastoin lisää.

Metsistä tuntuu harvoin olevan sellaisia tietoja, jotka olisivat hyviä uutisia kaikille osapuolille. Geneettinen monimuotoisuus näyttää olevan kunnossa ja säilyvänkin turvattuna. Monien metsägenetiikan tutkijoiden mieltä tietysti ilahduttaa, että tämä metsiimme kätkeyty aarre on ruvennut nauttimaan hyvin ansaitsemaansa arvostusta.

# HÄIRIÖDYNAMIIKKA POHJOISEN HAVUMETSÄN HOIDON ESIKUVANA

**Simo Hannelius**

Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa

## **Johdanto**

Tämä artikkeli perustuu kesien 1991-1993 aikana valokuvaamiini kohteisiin ja niistä tekemiini havaintoihin. Ryhtyessäni hankkeeseen kartoitin teemat, joista pyrin saamaan vertailevaa kuva-aineistoa ja joiden metsikköhistoria on tiedossa tai selvitettävissä. Keskeinen ilmiö on metsäekosysteemien sopeutuminen luonnonkatastrofeihin ja niistä toipuminen. Tällä on merkitystä kehitettäessä vaihtoehtoja metsänhoitoon. Pohjoisen havumetsän synnyn olennaisia lähtökohtia ovat:

1. Mannerjäädästä vapautuvan paljaan maan primaarinen metsittyminen.
2. Maan kohotessa ja meren väistyessä paljastuvan maan primaarinen metsittyminen.
3. Metsäpalon jälkeinen maan sekundaarinen metsittyminen (suuri kierto).
4. Myrsky- ja lumituhojen jälkeen muodostuvat pienialaiset aukot ja niiden metsittyminen (pieni kierto).

Tulen ja myrskyn lisäksi hyönteiset voivat aiheuttaa laajoja puulajikohtaisia tuhoaloja. Suurialaisia hyönteistuhoja ei ole esiintynyt meillä 1900-luvulla lukuunottamatta tunturimittarin 1960-luvun puolivälissä aiheuttamia koivikkotuhoja metsänrajalla. Kanadassa ja Venäjällä hyönteistuhojen laajuus on samaa suuruusluokkaa kuin kulojen.

## **Avohakkuiden pinta-ala metsänhoidon suosituksissa**

Artikkelissa tarkastellaan eräiden havaintokohteiden ja niistä otettujen valokuvien perusteella luonnontilaisiin metsiin syntyneiden paloalojen ja myrskyn tekemien aukkojen sukkession alkuvaihetta. Tarkastelen luonnonkatastrofissa syntyvän aukon pinta-alaa ja sen vaikutusta metsittymiseen ja monimuotoisuuden ylläpitämiseen.

Suurialaisia avohakkuita on arvosteltu koon vuoksi ja niitä on pidetty luonnonvastaisina. Greenpeace (1994) on suhtautunut kielteisimmin avohakkuihin ja suosittelee niistä luopumista. Metsänhoidon suosituksissa on otettu kantaa uudistusalan yhtenäiseen pinta-alaan. Metsätalouden ympäristöryhmän (1994) suosituksen mukaan yhtenäisen pinta-alan tulisi jäädä Lapin läänissä alle 15 hehtaarin ja muualla maassa alle 10 hehtaarin. Parviainen ja Seppänen (1994) suosittelevat yhtenäisen uudistusalan enimmäiskooksi 3-4 hehtaaria. Verhoavaa puustoa, kuten siemen- ja suojuustuotot, käytettäessä uudistamisalan koko voinee tutkijoiden mukaan olla suurimmillaan kymmenkunta hehtaaria.

Valtanen (1994) laati katsauksen Pohjois-Suomessa toisen maailmansodan jälkeen tehtyjen avohakkuiden vaikutuksista. Vaikka suurin yhtenäinen avohakkuuala oli lähes 20 000 hehtaaria, pinta-alasta ei aiheutunut epädullisia vaikutuksia metsittymiseen eikä ekosysteemin toimintaan.

## **Metsäpalot on torjuttu tehokkaasti**

Ennen ihmisen vaikutusta kulot ovat uudistaneet pääosan metsistämme, ehkä noin 90 prosenttia. Siperian metsäpinta-ala on noin 605 milj. hehtaaria ja siitä palaa vuosittain 1,5-2,0 miljoonaa hehtaaria eli 0,25-0,33 prosenttia (Shvidenko & Nilsson 1994).

Etelä-Suomen viimeinen kunnan metsäpalo oli Parkanon ja Kihniön kunnissa vuonna 1933 ja siinä paloi noin 5 500 hehtaaria metsää. Pohjois-Suomessa Sallan kunnan pohjoisosassa Tuntsalla paloi vuonna 1960 yhteensä 20 000 hehtaaria, josta metsää oli noin puolet. Suurpalojen jäljet on pikimmiten metsitetty, mitä on myös tehostanut luonnon oma metsittymisprosessi. Suomesta ei löydy montaa palonjälkeistä kohdetta, jotka olisi jätetty näytealoiksi ja esimerkeiksi luonnon omasta palonjälkeisestä kehityksestä.

Suuria metsäpaloja ei ole esiintynyt enää vuosiin Suomessa. Palolainsäädäntö, metsäautotieverkosto, tehokas sammutuskalusto ja lentovalvonta estävät palojen leviämisen laaja-alaisiksi. Palon alkuja on ollut viimeisen 20 vuoden aikana

vuosittain enintään tuhat eikä niiden yhteispinta-ala ole noussut 1000 hehtaaria suuremmaksi. Palamisen intensiteetti on jäänyt pienkohteissa niin ikään heikoksi eikä sitä voi verrata luonnonkulon voimakkuuteen. Kulojen merkitys metsien uudistajana on ollut tällä vuosisadalla vähäinen, selvästi alle yhden prosentin suuruusluokkaa uudistuneesta pinta-alasta. Talousmetsien avohakkuilla on käytännössä luotu suuren kierron aloittavia pioneerivaiheita.

1990-luvun taitteessa ryhdyttiin kokeilemaan palojen käyttöä kansallispuistojen vanhojen metsien uudistamiseksi ja "suuren kierron" ylläpitämiseksi. Patvinsuolla poltettiin tässä mielessä ensimmäiset koealat v. 1989. Evon metsäoppilaitoksen mailla poltettiin lähes 10 hehtaaria v. 1992 ja Lieksan itäosissa Kitsissä paloi kulotuksesta levinneessä kulossa lähes 150 ha metsää. Näillä alueilla on tehty paloekologista perustutkimusta.

### **Kulonjälkeinen paloala ja sen pioneerilajisto**

Pohjoisten havumetsien paloherkkyys vaihtelee maantieteellisen sijainnin, maaperän laadun ja topografian mukaan. Jääkauden jäävirrat, sulamisvedet ja myöhemmät merivaiheet muovasivat maankamaran. Etelä-Suomessa maan topografiasta tuli pienialaista ja -piirteistä. Nuorella maalla on paljon toisistaan eroavien ekosysteemien reunavyöhykkeitä. Lapissa mannerjää pysyi pitkään paikallaan ja siellä maaperästä ja sen muodoista tuli Etelä-Suomea suurialaisempia ja yhtenäisempiä.

Paikallaan pysyvän jään reunoille ja jäävirtojen uomiin kasautui harjumuodostelmia. Niitä on noin 7 prosenttia metsämaiden pinta-alasta. Jokien suvantoihin ja vesien pohjiin kasautui hienojakoisia aineksia. Muualla maaperän muodostivat erikokoisista maajakeista koostuvat moreenit. Moreenisia kasvupaikkoja on noin 80 prosenttia metsämaiden pinta-alasta. Jääkauden jälkeen syntyneet suot ovat lisänneet kasvupaikkojen kirjoa ja metsien palonherkkyuden vaihtelua. Vaikka kosteuden lisääntyminen kasvupaikalla luonnollisesti vähentää paloja, suotkin voivat palaa poikkeuksellisen kuivina kesinä. Useimmista soista on löytynyt hiiltyneitä runkoja.

Pohjoisen havumetsän kasvit ovat sopeutuneet jääkausien vaihteluun, palojen dynamiikkaan ja kasvupaikan ominaisuuksiin. Lajit ovat tulleet Fennoskandiaan idästä ja kaakosta meidän ilmastoamme mantereisemmalta alueelta, jossa palofrekvenssikin on tiheämpi. Mantereisen ilmaston lajiston sopeutuminen palodynamiikkaan on parempi kuin humidisen ja mereisen.

Kasvupaikat voidaan luokitella paloherkkyiden suhteen usein, joskus, harvoin ja ei koskaan palaviin maihin. Kasvupaikat, joilla kasvipeitteen muodostaa yhtenäinen varvusto, ovat vallitsevia borealisella havumetsävyöhykkeellä. Tähän ryhmään luetaan ensinnäkin kuivien kankaiden metsätyypit, jotka ovat usein palavia. Näistä metsistä löytyy lähes aina hiiltyneitä männyn kantoja. Niiden lajisto on niukkaa ja kasveilla on hyvä kyky palautua. Peruskallion lakialueet ja niiden harvoina kasvavat kuusettuneet reunat lisäävät metsän syttymistodennäköisyyttä.

Mustikkatyyppin kasvupaikan hienojakoinen maa-aines, sen varvusto ja sammalet pidättävät kosteutta selvästi paremmin kuin olosuhteet sitä karumman puolukkatyyppin kasvupaikalla. Kuivina kesinä kuusta kasvavat ja sammaloituneet vanhat metsät palavat joskus ja voivat palaa tällöin jopa latvapaloina. Palofrekvenssi on kuitenkin pienempi kuin kuivilla mailla ja palopinta-alat jäävät niillä usein pieniksi.

Metsän paloherkkyys vähentyy entisestään, kun siirrytään lehtomaisille kankaille ja lehtoihin. Ruohoisuuden ja lehtipuuston lisääntyminen heikentää maapalon etenemismahdollisuuksia ja kasvipeitteen syttymisherkkyyttä. Paloja on harvoin ja niiden välinen aikajänne kasvaa.

Lisäksi havumetsävyöhykkeellä on palorefugioita, joilla paloja ei juuri koskaan esiinny tai niiden esiintymistodennäköisyys on äärimmäisen pieni. Niille on kehittynyt oma erillinen lajisto, joka edellyttää lahoavan puuston jatkuvuutta, puuston varjostusta ja kosteaa metsikön sisäistä ilmastoa. Tällaisia kohteita on mm. soiden saarekkeissa ja saarissa.

Luonnonoloissa palojen välinen aika on lyhimmillään noin 50 vuotta kuivien kankaiden etelään viettävillä männikkörinteillä. Tuoreilla mailla se on 100-150 vuotta ja viljavimmilla ja kosteilla mailla yli 200 vuotta. Metsäpalojen keskikoko on ollut Pohjoismaissa tehtyjen selvitysten mukaan luonnonoloissa noin 20 hehtaaria. Mantereisemmässä ilmastossa Venäjällä palopinta-alat ovat edelleenkin merkittävästi suurempia.

Palonjälkeisen palautumisvaiheen pioneirilajisto on sopeutunut aukean puuttoman kasvupaikan ääreviin ilmasto-oloihin. Tähän verrattuna hakkuiden aiheuttamat muutokset aluskasvillisuuteen ovat vähäisiä kuivien metsätyyppien mailla. Koivut, pajut ja mänty kestävät ääreviä lämpötiloja, joita esiintyy paloaukeilla.

Harvoin palavien lehtojen ja lehtomaisten kankaiden aluskasvillisuudessa sen sijaan on runsaasti lajeja, jotka häviävät esim. avohakkuuvaiheen jälkeen. Ne eivät kestä aukean pienilmaston äärevyyttä. Mänty ja koivut ovat paljon kestävämpiä kuin tuoreiden kankaiden kliimakspuulaji kuusi.

## Metsittyminen mannerjään sulamisen jälkeen

Jäästä vapautuvan paljaan maan metsittymisen voi nähdä Keski-Norjan Jostedalissa. Jostedalsbreen on laki- eli kilpijäätikö ja se sijaitsee likimain Bergenin ja Trondheimin kaupunkien puolivälissä ja on suurin manner-Euroopassa. Sen pinta-ala on 48 600 hehtaaria ja laki 2000 metrin korkeudella. Koivut, harmaaleppä ja mänty tulivat Jostedaliin jo 8000-9000 vuotta sitten. Mänty muodosti varsinaista metsää noin 8 500 vuotta sitten.

Ilmaston kylmeneminen 1550-luvulta alkaen aiheutti Jostedalin tunturialueella jäätiköiden kasvun. Jostedalsbreenin jäävirta alkoi valua laaksoihin tuhoten asutusta vuosina 1680-1750. Ilmaston kylmenemistä on kutsuttu "pieneksi jääkaudeksi". Jäätikö saavutti suurimman laajuutensa noin vuonna 1750, josta lähtien se on pientynyt aina nykyhetkeen asti ilmaston lämmettyä.

Jostedalin keskusjäätiköltä lähtee yli kymmenen jäävirtaa laaksoihin. Nigardsbreen on näistä helppokulkuisuutensa vuoksi tunnetuin. Jäävirta työntyy kovertamiensa U-laaksoja pitkin selvästi kesällä säilyvän lumirajan alapuolelle. Jäätikö oli laajimmillaan Nigardsbreenin laaksossa noin 5 km nykyistä asemaansa alempana. Pienen jääkauden aikana keskilämpötila oli nykyiseen verrattuna noin yhden asteen alempi. Bergenissä lämpötila on noussut 0,4 astetta vuosien 1886 ja 1940 välillä. Laaksoista vetäytyneet jäävirrat ovat jättäneet paljaan maan kasvien ja eläinten valloitettavaksi.

Nigardsbreenin laakso sijaitsee 260-300 metriä merenpinnan yläpuolella ja jään reuna on noin 330 metriä merenpinnasta. Laaksossa on voitu tutkia, kuinka eri kasvi- ja eläinlajit valtaavat mannerjäästä vapautuvia maita. Alueella on rikas kasvilajisto, yhteensä 430 eri putkilokasvia, joista useimmat ovat suhteellisen harvinaisia alueella. Jäkälät, hernekasvit (keltamaite) ja lepät tuovat nuoreen maahan kasvien tarvitsemaa tyyppiä.

Lehtipuut valtaavat ensimmäiseksi jääpeitteestä vapautuvat paljaat maat ja koivu on leppää selvästi yleisempi (kuva 1). Koivu on ottanut ensimmäisenä haltuunsa soraisen maan. Leppä on saanut jalansijansa jäävirtojen entisistä suvantopaikoista, joihin on kerrostunut hienojakoisia maalajeja. Hieskoivu on raudusta yleisempi. Myös pienet haaparyhmät ovat melko yleisiä ravinteisilla puronvarsilla. Kuusi ei ole vielä ehtinyt levitä luontaisesti alueelle, vaan sen nykyesiintymät ovat lähtöisin istutuksista.



Kuva 1. Mannerjään alta paljastuu hioutunutta peruskalliota ja soraa. Jäätikkökielekkeen alta lähtee myös virta, joka lajittelee eri kokoisia jakeita. Koivut leviävät tehokkaasti jäätä vapautuvalle maalle, koska siementä saadaan vuosittain. Koivu on usein ensimmäinen kasvi paljaalla soramaalla ja se kestää avonaisen biotoopin äärevät ilmasto-olot. Yksittäiset männyt leviävät koivuihin verrattuna hitaasti.

### **Palonjälkeinen metsittyminen metsänrajan läheisyydessä**

Reivon 27 vuotta vanha paloala on Pohjois-Ruotsissa Arvidsjaurin kunnassa, Tornion kaupungin tasolla pohjoisessa. Suojelualan pinta-ala on lähes 10 000 hehtaaria. Suurin osa metsistä on mäntyvaltaisia ja yli 250-300 vuotiaita. Mäntyä kasvaa lämpimillä etelä- ja länsirinteillä, kun taas kuusta on kosteilla ja kylmillä pohjoisrinteillä. Lehtipuita on alueella niukasti. Alue kuuluu pronhoitovyöhykkeeseen.

Reivossa paloi vuonna 1966 vanhaa, yli 200-vuotiasta havumetsää yhteensä 300 hehtaaria (kuva 2). Alue sijaitsee noin 400-450 metrin korkeudella merenpinnasta. Tuli pääsi leviämään suojelualueelle talousmetsässä tehdystä metsänhoidollisesta kulutuksesta. Suojelualueella metsä on saanut kehittyä rauhassa. Talousmetsä on viljelty kulutuksen jälkeen. Vuoden 1966 kuloalalle viljelty mäntytaimikko on saavuttanut neljännesvuosisadassa 3-6 metrin pituuden.





Kuva 2. Metsäpalossa muodostui lähes yhtenäinen, yli 200 hehtaarin kokoinen aukko. Suuri pinta-ala on hidastanut, muttei estänyt paloalan metsittymistä. Keloutunut puu säilyy lahoamatta luonnossa useita vuosikymmeniä. Porot ja hirvet syövät pioneerilajeina syntyviä lehtipuita, mikä on hidastanut alueen metsittymistä. Koivut, haavat ja pajut ovat kasvaneet 2-6 metrin mittaisiksi jyrkänteellä, jonne eläimet eivät ole päässeet.

### Tuntsan suurpalo metsänrajalla

Tuntsan erämaa sijaitsee Sallan kunnan pohjoisosissa, 120 kilometriä napapiiriltä pohjoiseen rajoittuen idässä Venäjän rajaan. Alue kuuluu erilliseen, vuonna 1922 säädetyn suojametsälain mukaiseen vyöhykkeeseen, jossa metsätaloutta harjoitetaan erittäin varovasti ja metsähallinnon viranomaisten valvonnassa. Alimmat laaksot ovat 260 metrin ja korkeimmat puuttomat tunturit 630 metrin korkeudella merenpinnasta. Tuntsalla oli suurpalo 1960.

Kesä 1960 oli Lapissa yksi vuosisadan kuumimmista ja jopa suot olivat kuivuneet. Salama sytytti rutikuivan maan kesäkuun lopulla, jolloin metsää oli tulossa myös Venäjän puolella. Palon sammuttaminen oli vaikeaa, koska alueelle ei silloin ollut autotietä ja sammutuskalusto oli puutteellista.

Suomen puolella paloi yhteensä 20 000 hehtaaria, josta metsää oli 10 000 hehtaaria. Muu osa paloalasta oli kitukasvuista varvikkoa ja pensaikkkoa. Venäjän puolella paloi 100 000 hehtaaria. Kuusivaltaiset metsät tuhoutuivat täysin

puronvarsia lukuunottamatta (kuva 3). Männiköissä pienet puut paloivat, mutta osa isoista puista selvisi paksun tyvikaaman suojaamana. Palosta selvisi myös rauduskoivuja.

Palossa tuhoutuneiden puiden hakkuun jälkeen 1960-luvulla Tuntsaa ryhdyttiin metsittämään. Maata muokattiin auraamalla, äestämällä tai laikuttamalla ja mäntyä kylvettiin ja istutettiin. Viljelyala oli yhteensä 9 000 hehtaaria. Suurin osa viljelyistä on epäonnistunut äärevien ilmasto-olojen ja alueelle huonosti sopineiden siemenalkuperien vuoksi. Tuntsalla saatiin vuonna 1973 hyvä männyn siemensato ja tällä alkuperällä viljellyt taimikot ovat menestyneet hyvin.

Muut osat Tuntsasta ovat metsittymässä hitaasti mutta varmasti luontaisesti. Porot ovat toistuvasti syöneet koivutaimikkoa hidastaen sen kasvua. Palaneet alueet muodostuivat topografian rajaamiksi suurialaisiksi kokonaisuuksiksi ja vesien reunavyöhykkeille jäi pienialaisia palorefugioita.



Kuva 3. Kuva on otettu 33 vuotta sitten palaneelta kuusialueelta, jolle on tullut tiheä koivutaimikko. Kuusi on säilynyt puronvarsilaaksoissa, jotka ovat palorefugioita. Peitteisyys ja lahoppuun jatkumo luovat refugioissa olosuhteet, joissa elää harvinaisia kovakuoriaislajeja. Kuusen siemensato leviää lähialueiden rinteisiin muodostaen koivikon alle alikasvoksen. Kuusen siementä saadaan vain poikkeuksellisen lämpiminä vuosina.

### Havumetsän "pieni kierto"

Myrskyt ja lumituhot muodostavat pienaukkoja peitteelliseen vanhaan kuusikkoon Pisavaaran luonnonpuistossa. Olosuhteet metsän pienialaiseen uudistumiseen syntyvät latvuspeiton poistuessa tai ohentuessa (pieni kierto). Taimettumista edistää puiden kaatuminen juurineen, jolloin kivennäismaata paljastuu. Kaatuneiden runkojen tyvipaakkuihin, paljastuneeseen kivennäismaahan ja lahoavien runkojen reunoille ilmestyy hitaasti taimia. Vaaran männikkörinteillä on ollut myös paloja, jotka ovat olleet pinta-aloiltaan suurempia kuin myrskyjen tekemät aukot.

Pisavaara sijaitsee 40 km päässä Rovaniemeltä lounaaseen, 30 km napapiirin etäpuolella. Vaaran korkein kohta Liljalaki nousee 282 metriin merenpinnasta. Sen ylärinteet ovat viljavia kuusikoita ja alarinteet pääosin kuivahkoja männyn maita. Alue on ollut koskemattomana luonnonpuistona vuodesta 1938 ja sen pinta-ala on 5 000 ha. Luonnonpuistossa oli syksyllä 1982 myrskytuho, joka kaatoi runsaasti puita (kuva 4). Vaaran lakialueilla on ollut toistamiseen laajoja lumituhoja.



Kuva 4. Syksyn 1982 myrsky kaatoi lähes hehtaarin kokoisen aukon vaaranrinteen alaosassa, jossa metsätyyppi on lehtomaista kuusta kasvavaa kangasmetsää. Yksittäiset alikasvoksina olleet kuusentaimet ovat elpymässä 10 vuodessa, mutta edelleen yhtenäinen sammalpeite estää metsää uudistumasta.

## Lahosaajon palorefugio

Vuosisatoja häiriintymättöminä kasvaneet havumetsät ovat harvinaisia. Jos alue sijaitsee vesistön tai suon ympäröimässä saarella, palamattomuuden todennäköisyys on suurempi kuin yhtenäisillä metsäalueilla. Soiden ympäröimä Lahosaajon metsäsaareke on säilynyt paloilta arvioiden mukaan ainakin tuhat vuotta eikä maaprofiilista löydy hiiltä (kuva 5). Paikka sijaitsee Lapissa Kolarin kunnan Teuravuomalla, 80 kilometriä napapiirin pohjoispuolella.

Palorefugiot ovat harvinaisuutensa vuoksi mielenkiintoisia tutkimuskohteita, koska niissä elää joukko niihin erikoistuneita lajeja. Kun palot ovat puuttuneet satojen vuosien ajan, metsiköstä on tullut kuusivaltainen. Isoimmat kuuset ovat 300-vuotiaita. Suurin kuusen läpimitta on 43 cm rinnankorkeudelta ja pituus 23 metriä. Puuston valtapituus on 15 metriä. Puuston tilavuus on 55 m<sup>3</sup> hehtaarilla. Kaksi kolmannesta siitä on kuusta ja yksi kolmannes hieskoivua. Kasvu on selvästi alle yhden kuutiometrin vuodessa.



Kuva 5. Lahosaajon klimaks-kuusikon latvusto ei sulkeudu kasvupaikan heikentyneen biologisen aktiviteetin vuoksi. Metsikkö on ekosysteeminä harvinainen avainbiotooppi pohjoisella havumetsävyöhykkeellä. Palorefugioissa elää joukko niille ominaisia lajeja. Suurten kuusien tyviosat ovat lahoja ja puut kaatuvat helposti myrskyissä. Lahoamaan jäävien runkojen jatkumo pitää yllä palorefugioille sopeutunutta kovakuoriaislajistoa.

Hieskoivua kasvaa harvakseltaan eikä se saavuta samoja mittoja kuin kuusi. Koivu ei pysty uudistumaan suvullisesti paksun sammalen peittämällä maalla, mutta voi säilyä hengissä kasvupaikalla uudistumalla tyvivesoista. Metsikön latvusto ei sulkeudu huonontuneen boniteetin vuoksi ja kasvu on kuntaantumisen myötä heikentynyt. Käyttökelpoisten ravinteiden määrä on pieni. Kuusten uudistumiskyky on huono. Kuusen taimia löytyy lähinnä kaatuneiden puiden tyviltä ja suurikokoisten maatuneiden muurahaiskekojen laiteilta.

Metsässä on runsaasti lahoavaa puuta tuulenskaatoina ja lumenmurtoina. Niiden varassa elää lahottavia kääpiä ja monia kovakuoriaislajeja. Tutkija Juha Siitonen on löytänyt alueelta toistaiseksi 232 lahopuulla elävää kovakuoriaislajia, joista monet ovat harvinaisia. Palorefugioille erikoistuneita lajeja on vain muutamia prosentteja kaikista löydetystä kovakuoriaislajeista. Lajimäärä on suuri ottaen huomioon kasvupaikan olosuhteet. Syinä siihen ovat ilmeisesti pitkään jatkunut häiriötön tila, jolloin kaikki tällaista elinympäristöä edellyttävät lajit ovat ehtineet kotiutua alueelle. Kuusikossa vallitsee jatkuva yksittäisten puiden uudistumisen kierto, jolloin eri asteisesti lahoavaa puuta on aina saatavilla.

Palorefugioiden lahopuulla elävät kovakuoriaislajit eli saproksylit vaativat kosteaa ja varjoisaa pienilmastoa ja niillä on heikko liikkumis- ja leviämiskyky. Näissä suhteissa refugiolajisto on toisenlaista kuin metsäpaloaloja ja muita aukeita valtaavat pioneirilajit. Elinympäristöjen jatkuvuuden turvaaminen on tärkeää refugiolajeille.

## Yhteenveto

Pohjoisella havumetsälajistolla on yhtäältä kyky paljaan maan primaariseen metsittämiseen ja toisaalta sen puulajit ovat mukautuneet paloekologian mukaiseen puulajidynamiikkaan. Kolmanneksi kosteimmille ja viljavimmille maille jää metsäpaloissa refugioita, joissa elää kliimaksmetseen sopeutunut lajisto. Sen monimuotoisuuden säilyminen edellyttää häiriöttömyyttä ja lahopuun muodostuksen jatkumoa. Näiden ominaisuuksien perusteella voidaan tehdä seuraavat johtopäätökset metsänhoidossa sovellettavien avohakkuiden pinta-alasta ja lajistollisesta kestävydestä. Arviot perustuvat lähinnä havaintoihin, jotka on tehty kuvissa esityistä kohteista.

1. Paljasta maata valtaava pioneerilajisto on sopeutunut ääreiviin ilmasto-oloihin. Osalla näistä lajeista on kyky sitoa maahan ilman typpeä. Typensitojia ovat mm. jäkälät, lepät, pensaista tyrni ja hernekasvit.
2. Pohjoisen havumetsän ekosysteemillä on kyky palautua entiselleen häiriötilan jälkeen. Tuulille alttiilla hiekkamailla voi syntyä eroosiota ja näillä alueilla on syytä rajoittaa hakkuiden pinta-aloja ja luoda puustosta tuuliesteitä.
3. Luonnontilainen pohjoinen havumetsä voi palaa kymmenien tuhansien hehtaarien alueelta, jolloin suurimmat yhtenäiset aukot syntyvät kuiville kankaille. Avohakkuualan koko ei estä kuivilla kankailta metsän uudistumista eikä aseta esteitä lajiston palautuvuudelle.
4. Suomen ilmasto on humidisempaa kuin ilmasto Euraasian taigalla. Taigan kasvilajisto on sopeutunut mantereiseen ilmastoon ja näin ollen Suomen oloja useammin toistuviin kuluihin. Suomea mantereisemmässä ilmanalassa Venäjällä kuloalat ovat edelleen suuria metsien lajiston ollessa kuitenkin pääasiassa yhdenmukaista kummallakin alueella.
5. Kosteikot ja lehdot palavat harvoin jos koskaan ja ovat lajirikkaimpia metsä-ekosysteemejä. Vain niillä on kasvukauden aikana ajallisesti vaihtuen kukkiva lajisto. Harvinaiset ja uhanalaisiksi luokitellut lajit keskittyvät lehtoihin, joita on yksi prosentti metsämaidemme pinta-alasta. Lajistollisen monimuotoisuuden turvaaminen tulisi keskittää näille alueille. Hakkuuaukkojen läpimitan tulisi jäädä lehdoissa ja vastaavissa metsissä 3-4 puun mitan kokoiseksi eli 75-100 metriksi. Vastaava pinta-ala vaihtelee muutamista aareista noin yhteen hehtaariin. Myrskyjen ja lumituhojen tekemät aukot (pieni kierto) Suomen ilmastossa ovat yleensä tätä luokkaa. Varjostuksellaan kasvilajeja yksipuolistavan vaikutuksen vuoksi kuusta pitäisi hakata, jotta kasvien elinvoimaisuus ja eriaikainen kukkiminen voidaan turvata.
6. Suositukset avohakkuiden suurimmista pinta-aloista tulisi tehdä lähinnä metsätyypin ja sen palamistodennäköisyyden perusteella. Kuivien ja muiden palamiselle alttiiden maiden enimmäispinta-aloille ei löydy paleokologiasta perusteita.
7. Peitteellisyyttä vaativien ja lahoppuusta elävien lajien habitaatit syntyvät metsäpalojen olosuhteissa topografian luomien kosteikkojen reunavyöhykkeille. Ne ovat nauhamaisia ja pinta-alat ovat pieniä, mutta turvaavat lajiston jatkumon.

8. Maan pinnanmuotojen luontaisella vaihtelevuudella ja hakkuissa jätettävillä reunametsillä voidaan jäljitellä palorefugion olosuhteita. Niille keskittyvät kosteaa mikroilmastoa, peitteellisyttä ja lahoavaa puuta vaativat lajit. Reunavyöhykkeet toimivat myös luontaisina, monimuotoisuutta ylläpitävinä lajiston leviämisreitteinä.
9. Suomessa maankamaran topografia ja maanomistussuhteet jo sellaisenaan luovat olosuhteet, joissa avohakkuiden pinta-alat jäävät pienemmiksi kuin millaisia palopinta-aloja voi syntyä luonnontilaisten metsien kuloissa.

### Kirjallisuus

- Haataja, V. 1993. Tuntisan palo ja suuri nokisavotta. Koillismaan kirjapaino OY. Kuusamo.
- Kuusela, K. 1990. The Dynamics of Boreal Coniferous Forests. SITRA 112. Jyväskylä.
- Metsätalouden ympäristöopas, 1993. Metsähallitus. Helsinki.
- Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän mietintö 1994:3. Metsätalous ja ympäristö. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki.
- Parviainen, J. & Seppänen, P. 1994. Metsien ekologinen kestävyys ja metsänkasvatusvaihtoehdot. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 511.
- Raivio, S. 1994. Alueellinen monimuotoisuus talousmetsissä. Tapion Taskukirja, 22. uudistettu painos. Jyväskylä.
- Shvidenko, A. & Nilsson, S. 1994. What do we know about the Siberian forests? *Ambio*, Vol. 23, Number 7.
- Valtanen, J. 1994. Pohjois-Suomen suuret avohakuut 1946-70. Yhteiskunnallinen tausta, toteutus ja vaikutukset. Metsäntutkimuksen tiedonantoja 533.





# VMI JA METSÄKASVILLISUUDEN MONIMUOTOISUUS

**Antti Reinikainen**

Metsäntutkimuslaitos, PL18, 01301 Vantaa

## **Johdanto**

Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) koelaverkko on systemaattinen ryvästös Suomen metsistä (esim. Tomppo & Siitonen 1991). Verkon avulla on mahdollista saada suuri näyte mistä tahansa metsää kuvaavasta, maastossa mitattavasta tai arvioitavasta tunnuksesta. Otoksen maksimikoko on vaihdellut inventoinnista toiseen välillä n. 70 000 - n. 100 000 koalaa. Järjestelmä sisältää koalahierarkian; perustunnukset (esim. maaluokat, puulajisuhteet, puuston määrä, tuho- ja terveystunnuksia jne.) arvioidaan tai mitataan kaikilta koaloilta ja vaativimmat tunnuksat (esim. kasvu, poistuma, puun laadun tunnuksia jne.) pienemmältä systemaattiselta osaotokselta. Arvioitavat ja mitattavat tunnuksat ovat kuvio-, koala- tai koepuukohtaisia. Inventointilohko (kuva 1 b) on vakiomäärän koaloja sisältävä ryvä, joka edustaa tiettyä maapinta-alaa. Esim. maaluokkien pinta-alat lasketaan niille sattuvien koalakeskipisteiden mukaan.

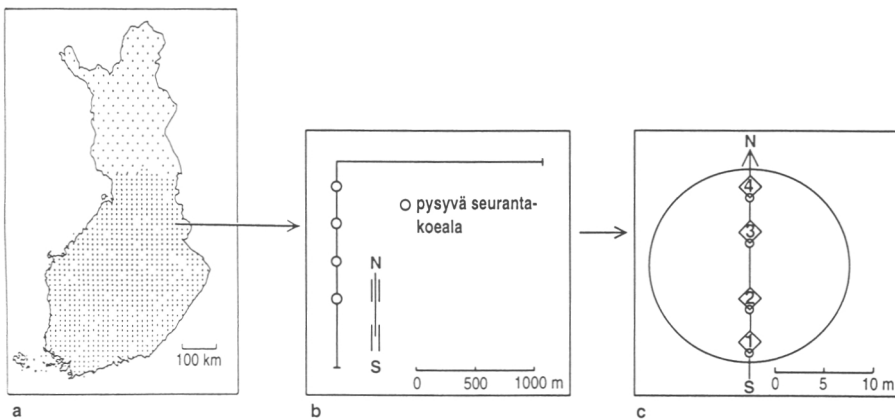
Sen, mitä tietoa ja millä havaintotiheydellä kulloinkin kerätään, määräävät tiedon tarve ja saatavat resurssit. Ensisijaisesti VMI on ollut metsätaloutta palveleva tietojärjestelmä, jonka sisältö on v. 1921 alkaneen kahdeksan inventoinnin sarjan jatkuessa kehittynyt 'tilaajan ehdoilla'. Metsätalouden VMI:iin kohdistamat toiveet ovat yleensä toteutuneet. Muun yhteiskunnan vaatimukset metsätaloudelle ovat vasta äskettäin alkaneet heijastua VMI:n sisällössä (esim. Kuusela 1981, Reinikainen 1990). Kestävän metsätalouden valtakunnallisen tietojärjestelmän toivotaan nykyisin entistä enemmän seuraavan myös metsien tuotantokunnan perusedellytysten, metsäekosysteemien tilan ja toimivuuden sekä metsien terveydentilan kehitystä.

Kasvillisuus on alusta asti ollut VMI:ssa sekä inventoinnin kohde että työväline, koska on käytetty Cajanderin (1926) metsätyyppiteoriaan perustuvia kasvupaikkaluokituksen järjestelmiä. Kiinnostusta kasvillisuuden vaihteluun sellaisenaan on myös nähtävissä peruskartoituksen ja kasvimaantieteellisen löytöretken henkisestä 1. inventoinnoista lähtien. 2. VMI:n yhteydessä (1936-38)

suoritetut biologisen inventoinnin kokeilut johtivat toimintaan 15 vuotta myöhemmin.

Kasvillisuus kokonaisuutena on kuitenkin vain kahdesti ollut inventoinnin kohteena VMI:ssa. Linja-arviointikaudella (neljä inventointia 1921-1964) 3. VMI:ssa (1951-53) koealoilta (avosoita lukuunottamatta) kuvattiin kaikki kasvillisuuskerrokset koko maassa. Tuolloin tiedon keruun motiivit olivat perustutkimukselliset: haluttiin saada yleiskatsaus ja tilannekuva kasvillisuuden vaihtelusta lähinnä kasvimaantieteen ja ekologian sekä kasvupaikkaluokituksen kehittämisen tarpeisiin. Mitään mainittavaa ympäristöllistä huolta ei ollut sekoittuneena tavoitteisiin, ja tuskin seurantakaan oli mielessä, koska inventointi tehtiin kertakoealoilla. Kun 8. VMI:n 3009 pysyvällä koealalla (kuva 1) suoritettiin vastaava kuvaus kesinä 1985-86, tilauksen sisältö oli muuttunut. Kasvillisuuden analyysistä tuli keskeinen osa ekologista seurantaa, jonka motiivina oli huoli metsien ja ympäristön tilasta.

VMI:ssa säännöllisimmin arvioitu kasvillisuuden komponentti on ollut puusto, jonka lajirunsausjakaumasta inventointi on tuottanut täydet 8 havaintokertaa käsittävän aikasarjan 1920-luvulta lähtien. Muuta kasvillisuustutkimuksellista otetta VMI:ssa edustaa cajanderilainen kasvupaikkaluokitus (metsä- ja suotyypittely lisämääreineen), joka on suoritettu kaikissa inventoinneissa tosin hieman vaihtelevalla tarkkuudella. Kasviyhdyksuntien rakenteellista vaihtelua on mahdollista puuston osalta seurata yhdistelemällä mitattuja maaluokka-, puu- ja metsikkötunnuksia (ks. Lähde ym. 1991).



Kuva 1. Kasvillisuusotoksen tasot 8. VMI:n pysyvien koealojen järjestelmässä. a: pysyviä koealoja (1-4 kpl/lohko) sisältävät inventointilohkot, b: pysyvien koealojen sijainti lohkolta, c: kasvillisuusnäyteruutujen sijainti pysyvällä koealalla.

Kasvillisuustutkimus on kauimmin ja etenkin Suomessa laajimmin harrastettua eliöyhteisöjen tutkimusta (nk. synekologiaa). Se jäsentee ja luokittelee kasviyhdyskuntia sekä analysoi niiden rakenteiden säännönmukaisuuksia operoimalla lajeilla ja niiden runsauksilla, lajiryhmillä ja erilaisilla osakasvustoilla sekä kartoittaa kasvillisuutta käyttämällä määriteltyjä tyyppisiä (mm. metsä- ja suotyypit, kasvupaikkatyypit, sosiaatiot). Tällaisena se on monimuotoisuuden mittaamista, inventointia, kartoitusta ja tutkimusta. Kasvillisuuden tunnusluvut ovat muuntamattominakin monimuotoisuuden tunnuksia (lajimäärät, lajien runsaussuhteet, erilaisten osakasvustojen pinta-alat ja osuudet, kasvillisuuskerrosten ulottuvuudet jne.), ja niistä voidaan muokata mm. erilaisia indeksejä kuvaamaan diversiteettiä ahtaammassa mielessä (ks. esim. Jukola-Sulonen 1983).

Biodiversiteetin inventoinnissa ja kartoituksessa kasvillisuuden tutkiminen voidaan nähdä keinona hallita vaihtelua, joka ekologisen diversiteettikäsitteen (ks. esim. Whittaker 1970) termein ilmaistuna kattaa osia alfa-, beta- ja gamma-diversiteetistä. Alfa-diversiteetillä tarkoitetaan tällöin kasvupaikan tai pienhabitaatin lajirunsausta ja sen tunnuksia, beta-diversiteetti taas on lajirunsausta ekologisilla gradienteilla, ts. se kuvaa lajiston erilaisuutta ja vaihtumisnopeutta gradienteilla ja gamma-diversiteetti ymmärretään yhdyskuntien rakenteen vaihteluksi maisemallisella tasolla. Suomi on maailman nykyisessä biodiversiteettikoulussa oppilas, jolla on hyvät pohjatiedot em. aihepiireistä. Pitkään käytetty kasvillisuuteen perustuva kasvupaikkaluokitus sitoo suuren osan kunnioitettavan laajasta, eri eliöryhmiä koskevasta eliömaantieteellisestä ja -ekologisesta, floristisesta, faunistisesta, sienitieteellisestä ym. perustiedosta ekologisesti ja alueellisesti hallittavaksi kokonaisuudeksi. VMI:ssa on suuri systemaattinen otos kasvupaikkavaihtelusta toistettu kahdeksan kertaa.

## **VMI:n otos ja kasvillisuustutkimuksen menetelmät**

### **Kasvillisuusanalyysi 3. ja 8. VMI:ssa**

Sekä vuosina 1951-53 että 1985-86 menetelmänä oli kenttä- ja pohjakerroksen lajien peittävyysien (%) arviointi. 3. VMI:ssa se suoritettiin 100 m<sup>2</sup>:n ympyräkoelalta ja 8. VMI:ssa taas 300m<sup>2</sup>:n ympyräkoelalle systemaattisesti sijoitetuilta 3-6 m<sup>2</sup>:n suuruiselta näyteruudulta (kuva 1 c). 8. VMI:ssa otos metsätalouden maalta oli täysin systemaattinen (kuva 1 a ja b), mutta 3. VMI:ssa puuttuivat avosuot ja verkko jäi aukkoiseksi, kun aineistoa karsittiin työn

epätasaisuuden vuoksi (ks. Kujala 1964). 3. VMI:n kelvollinen aineisto on paljon laajempi (n. 20 000 koealaa) kuin 8. VMI:n aineisto (3000 koealaa).

Molemmissa aineistoissa on paljon puutteellisuuksia, jotka liittyvät inventointityön luonteeseen. Peittävyiden arvioinnin tunnetut virhelähteet korostuvat nopeassa työskentelyssä. 8. VMI:n biologisten peittävyysarvioiden eroja testattiin (Tonteri 1990) ja havainnoitsijakohtaisia korjauskertoimia voidaan tarvittaessa käyttää aineiston käsittelyssä.

### **Menetelmän ja aineiston asettamat rajat**

VMI:n otantaa, koealajärjestelmää ja maastotyötä ei ole suunniteltu kasvillisuustutkimuksen ehdoilla. Erillään käytännön inventointityöstä kasvillisuuden tutkijat voisivat tietenkin kytkeä VMI:iin kuinka oikeaoppisen tiedonkeruujärjestelmän hyvänsä. Se olisi kuitenkin hyvin raskas ja kallis. VMI:n osana kasvillisuusanalyysillä on tietty ahtaasti rajattu tavoitteensa. Se on yksi ympäristömittari monien joukossa. Otos on suunniteltu muutoksen seurantaan varten. Samalla se voi antaa poikkileikkauksen yleisimpien kasviyhteisöjen tilasta ja lajien esiintymisestä. Siltä ei pidä odottaa tieteellisiä tuloksia yli näiden rajojen.

Kasvillisuustutkimus käyttää harvoin suoraa systemaattista tai satunnaista otantaa näin laajassa skaalassa. Otantaa edeltävät yleensä ositustoimenpiteet, joiden tarkoituksena on lisätä otoksen informatiivista tehoa (ks. esim. Kuusipalo 1985). VMI:n yhteydessä näitä keinoja on voitu käyttää vain koealan sisällä (ks. Reinikainen & Nousiainen 1985).

VMI:n kasvillisuusinventoinnin etuna on objektiivinen otos, joka antaa yleisistä tyypeistä ja muista maa- ja metsikkökriteerein rajatuista ryhmistä riittävän systemaattisen näytteen seurantaan ja intensiivisempiä tutkimuksia varten. Kokonaisotos näyttää kattavan kasvillisuuden vaihtelun riittävän hyvin esim. ekologisten suurgradienttien analyysia varten (esim. Tonteri ym. 1990 a). Koska VMI:n 3000 koealan otos ei tavoita harvinaisuuksia eikä uhanalaisia biotooppeja ja lajeja, sen tehtäväksi muotoutuu talousmetsien yleistilan seuranta, johon sisältyy metsätalouden ja muun toiminnan häiriintymätön vaikutus.

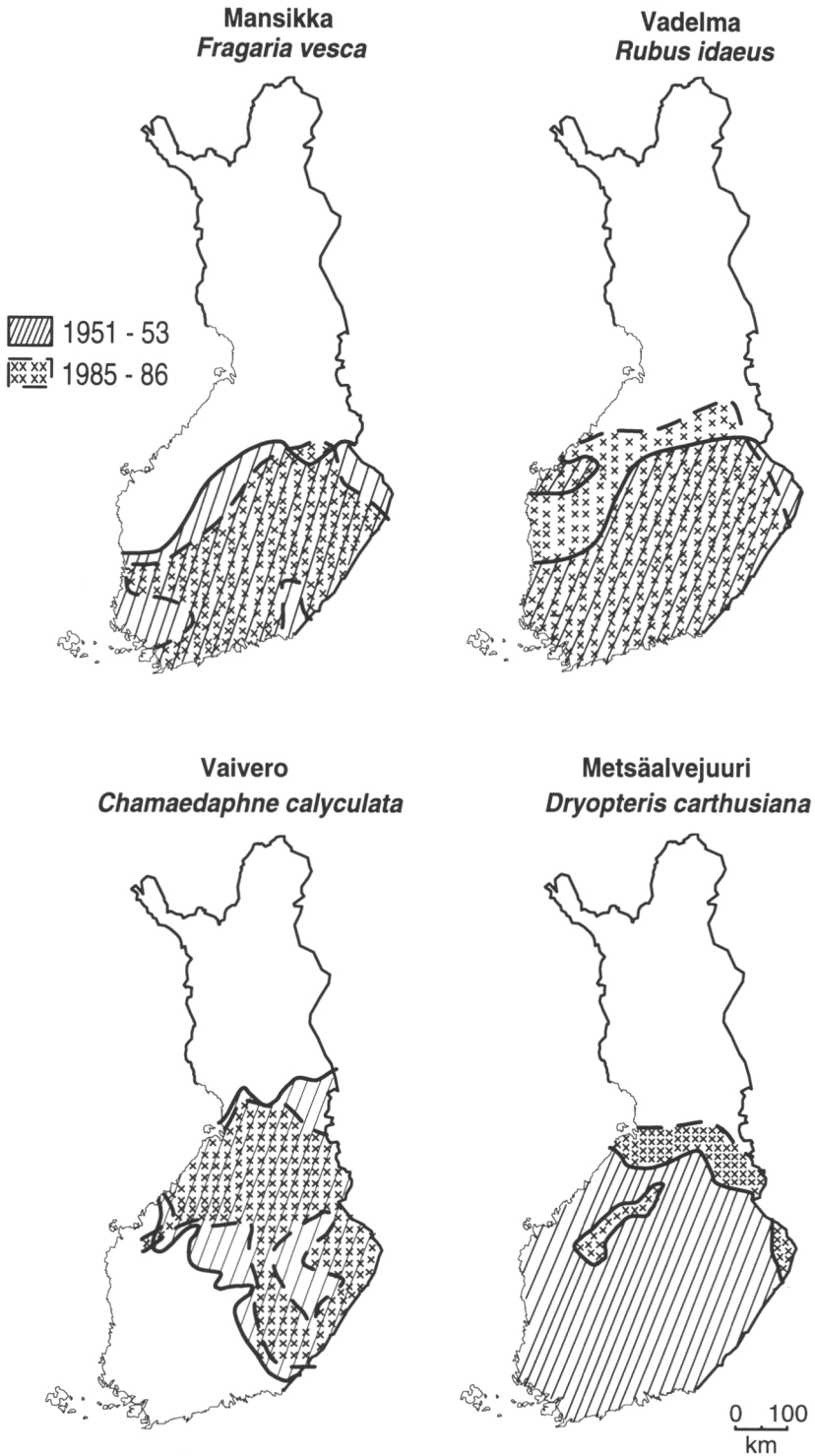
## **Esimerkkejä VMI-pohjaisen kasvillisuustutkimuksen tuloksista**

### **Metsä- ja suokasvien levinneisyys ja ekologia**

Kujala (1964) julkaisi 3. VMI:n aineistosta laajan selvityksen Suomen metsä- ja suokasvilajien esiintymisestä ja ekologiasta sekä kartat levinneisyydestä. Vastaavat tiedot ovat saatavissa 8. VMI:sta, mutta erilaiseen ja paljon pienempään otokseen perustuvina. Esim. tarkasteltaessa lajien esiintymisalueiden muutoksia Mikkolan (julkaisematon) 8. VMI:sta laatimien esiintymäkarttojen pohjalta tämän virhelähteen vaikutusta ei pystytä arviomaan. Valittujen esimerkkilajien (kuva 2) kohdalla on tiedossa loogisia syitä havaittuihin alueiden muutoksiin: mansikka on kaski- ja laidunmetsien kasvi, joka lienee kärsinyt mm. kuusettumisesta; vadelma on voinut hyötyä mm. avohakkuista ja rehevien soiden ojituksista; metsäalvejuuri on suokasvillisuustutkimuksissa osoittautunut ojituksista ja lannoituksista hyötyväksi lajiksi (mm. Reinikainen 1994); vaiveron ilmeisen taantumisen sitäkin ilmeisempi syy on metsäojitus. Koska 8. VMI:n otos harvempi kuin 3. VMI:n, voidaan päätellä, että kartat kuvaavat pinta-alaeroja, jotka ovat vähintään näin suuria.

### **Kasvillisuuden rakenne ja päävaihtelusuunnat**

Metsä- ja suokasvillisuuden vaihtelun ekologinen tausta, s.o. kasvupaikan, sukkession ja ilmaston vaikutus kasvillisuuteen on Suomessa ollut vahvassa tutkimusotteessa yli sadan vuoden ajan. VMI:n aineistoja on vasta vähän hyödynnetty tässä työssä, johon ne tarjoavat kiistattoman edun: harhattoman tilastollisen otoksen. Tonterin ym:n (1990 a) tarkastelu metsäkasvillisuutemme rakenteellisista päävaihtelusuunnista muuttaa kvantitatiiviseksi käsityksemme vaihtelun laajuudesta ja sen lähteistä. Odotetusti tärkeimmäksi gradientiksi paljastuu kasvupaikan maaperällinen viljavuus. Tämä gradientti on myös pisin ja siten suurin beta-diversiteetin lähde. Kaksi muuta vahvaa, mutta selvästi lajistolla mitatulta ekologiselta ulottuvuudeltaan suppeampaa vaihtelusuuntaa olivat etelä-pohjois -suuntainen ilmastollinen gradientti sekä metsikön ikään korreloitunut sukkessiogradientti. Tulos havainnollistaa metsäkasvillisuutemme monimuotoisuuden ja sen ylläpitämisen perusehtoja: maksimaalisen monimuotoisessa metsäluonnossa on edustettuna koko potentiaalinen kasvupaikkavalikoima koko ilmastogradientilla ja kaikissa ikäluokissa.



Kuva 2. Muutamien yleisten kasvilajien yhtenäisen esiintymisen alueet 3. ja 8. VMI:n otosten mukaan.

Korpela & Reinikainen (1994) käyttivät 8. VMI:n aineistoa suhteellisen pienen ja ekologisesti kirjavan kasvupaikkaosittien rakenteellisten piirteiden tarkasteluun. Tässä metsäisten soiden ja soistuneiden kankaiden otoksessa kasvillisuuden vaihtelu odotetusti koostuu useasta elementistä. Ordinaatioavaruuden ytimessä esiintyy metsäkasvillisuuden runkolajistoa ja edellä todettu metsäkasvillisuuden viljavuusgradientti määrää vallitsevasti myös tällaisen reunavaikutteisen kosteikkokasvillisuuden vahvinta vaihtelusuuntaa. Siihen sekoittuu kuitenkin suon reuna/keskusta-vaikutuksen elementti erityisesti varsinaisen korpisuuden osalta. Muut reunavaikutusta ilmentävät lajiryhmät (luhta- ja lähdelajit) sijoittuvat ordinaatioavaruudessa em. metsällisen ytimen ympärille. 1., 2. ja 3. DCA-ordinaatioakselin absoluuttiset ja suhteelliset pituudet (kuva 6) osoittavat, että mainitut diversiteettiä nostavat tekijät liittyvät selvemmin 2. ja 3. ordinaatioakseliin, joihin myös sukkessio ja ilmastollinen alueellisuus vaikuttavat.

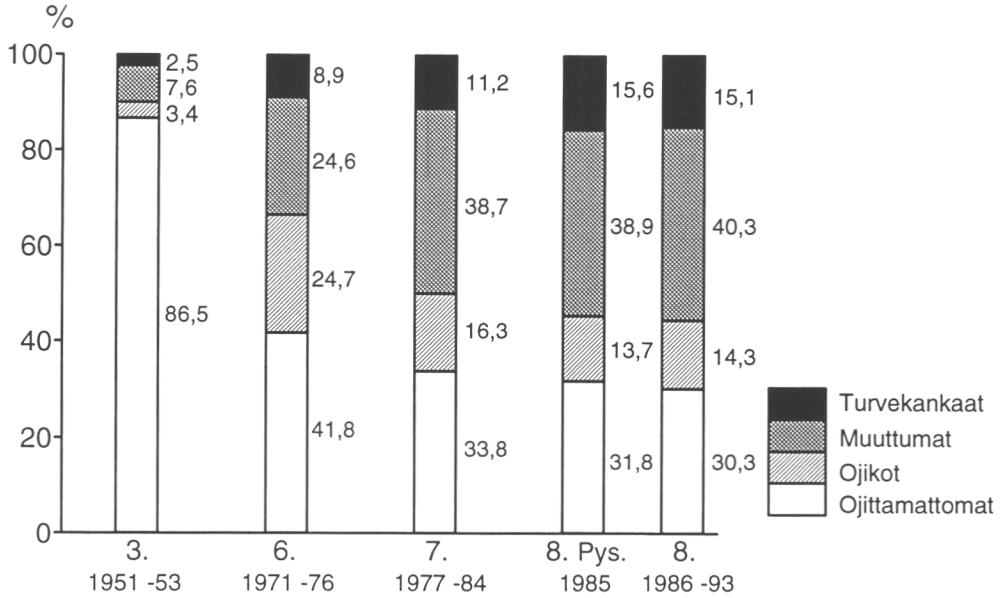
### **Metsä- ja suotyypit - kasvupaikkojen luokitus**

Kujala (1979) täydensi 3. VMI:n avulla aikaisempia monipuolisiin 'tyyppiaineistoihin' perustuneita metsätyypikuvauksia laajan systemaattisen otoksen pohjalta. Samoin 3. VMI:n perusteella Sepponen ym. (1982) kuvasivat Pohjois-Suomen metsätyypit. Muutoin kivennäismaan metsätyyppien määrittely esim. kasvillisuustaulukoiden avulla on pysähtynyt Kalelan (1961) tutkimuksien päättymisen tasolle (ks. Kalliola 1973). VMI:n otokset tarjoavat hyvän mahdollisuuden metsätyyppiopin ja -järjestelmän kriittiseen tarkasteluun (ks. esim. Lahti & Väisänen 1987, Tonteri ym. 1990 b).

3. ja 8. VMI:n välisenä aikana tapahtuneista metsäluontomme muutoksista suurimpia ellei suurin on ollut metsäojituksen aiheuttama. Luonnontilaisen suokasvillisuuden lähtötason monimuotoisuutta kuvaavat esim. Eurolan ym. (1994) esittämät 74 ekologista suotyyppiä. VMI on seurannut ojitussukessioita jokseenkin karkealla menetelmällä. Kasvupaikkaluokituksella (ks. Ahti 1974) on pystytty erottelemaan 18 erilaista kasvupaikkatyyppiä ja määrittämällä kuivatusvaiheet, ojittamaton, ojikko, muuttuma ja turvekangas on voitu tilastoida kasvillisuuden ja metsikön sukkessiota summittain (kuva 3). Tilastossa on korjaamattomiksi jääviä puutteita mm. soiden kokonaispinta-alan ja avosoiden osuuden kehityksessä.

Turvekankaat ovat ojituksen seurauksena syntynyt uusi metsätyyppiryhmä, jota nykyisin edustaa koko maassa n. 10% turvemaan kasvupaikoista. Niiden

kasvillisuus muistuttaa mineraalimaan vastaavien metsätyyppien kasvillisuutta, mutta näyttää poikkeavan siitä enemmän tai vähemmän pysyvästi tiettyjen lajistollisten piirteiden osalta (ks. Reinikainen 1994 ja kuva 4). Nämä erot luokitustutkimuksen tulee mitä pikimmin kuvata.

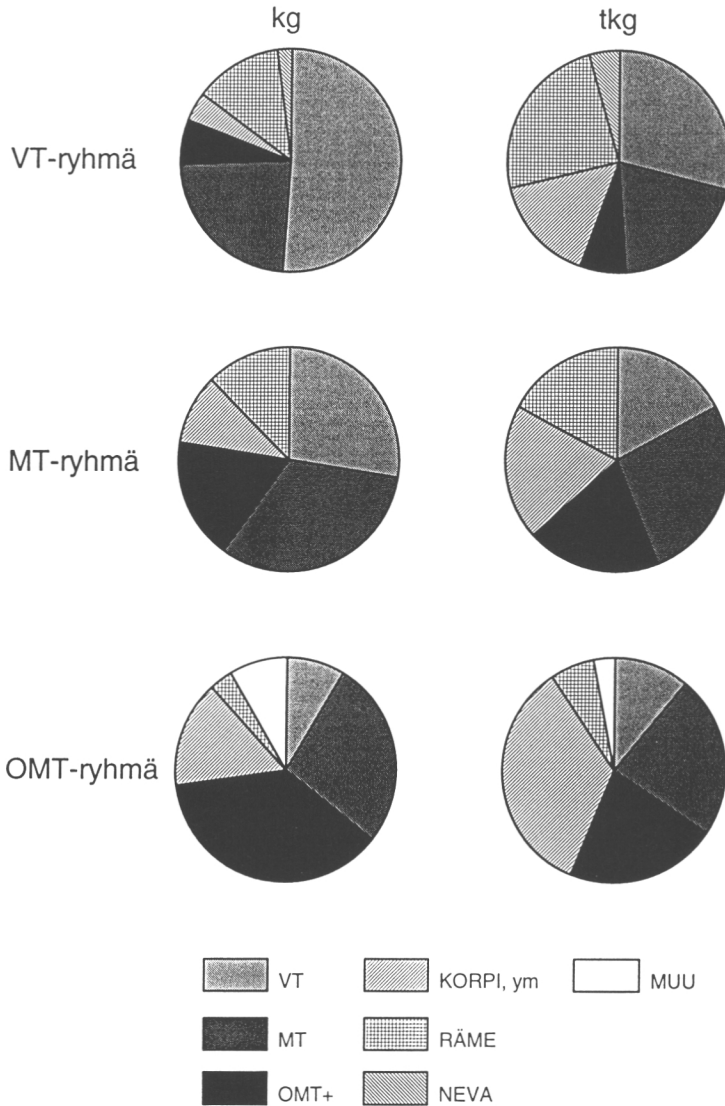


Kuva 3. Soiden kuivatusvaiheiden osuudet turvemaiden alasta 3., 6. ja 7. VMI:n sekä 8. VMI:n pysyvien koalojen ja koko 8. VMI:n mukaan.

### Diversiteetti

VMI:n aineistoja käytävä kasvillisuustutkimus tuottaa tietoa luonnon monimuotoisuudesta ja liittyy rajatta varsinaisella diversiteettikäsitteistöllä operoivaan tutkimukseen. Toneri ym. (1990 a) osoittivat, miten alfa-diversiteettiä (kasvupaikkadiversiteettiä) mittaavat tunnuksat, lajiluku ja lajirunsausjakauman tasaisuusindeksi vaihtelevat metsäkasvillisuuden kolmen tärkeimmän päägradientin mukaan (kuva 5). Toneri (1994) on myös toisessa julkaisussaan kartoittanut alfa-diversiteetin lähteitä metsäkasvillisuudessa, erityisesti kasvupaikan ja sukkessioian yhteisvaikutusta. On nähtävissä, että lajimäärä pysyy pääakselin kuvaamien gradienttien mittaan suhteellisen vakaana. Vain sukkessioakselin myötä lajimäärä muuttuu kasvaen metsikön iän karttuessa. Kasvuyhteisöjen rakennetta kuvaava tasaisuusindeksi vaihtelee selvemmin päägradienttien suunnassa. Kokonaisdiversiteetin tärkeimmäksi komponentiksi osoittautuu ehdottomasti ordinaatioakselin pituuden kuvaama beta-diversiteetti,

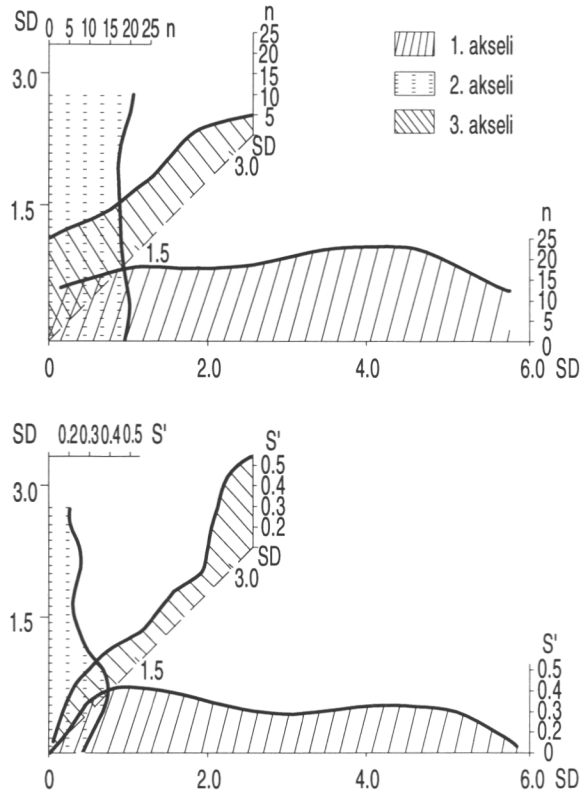




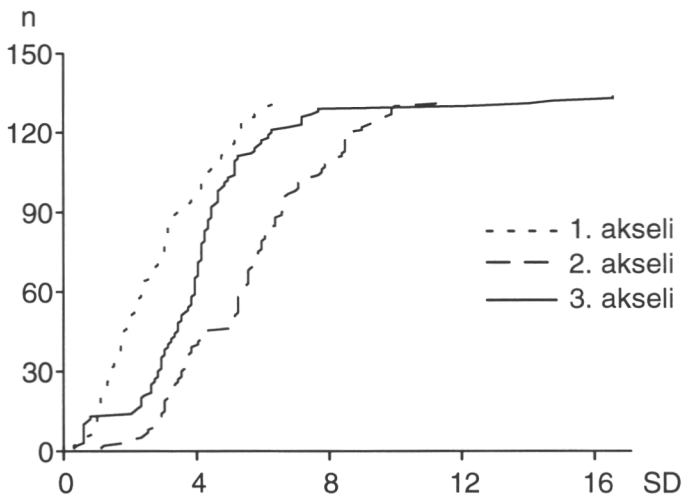
Kuva 4. Kivennäismaiden kangasmetsien (kg) ja turvekankaiden (tkg) kasvilajiston ekologisen jakauman vertailu kolmessa kasvupaikkaryhmässä 8. VMI:n pysyvien koealojen aineiston mukaan.

yhdyskuntien lajiston muutoksen määrä ja nopeus akselilla. Voidaan todeta, että satunnaisen pienalueen kokonaisdiversiteetin lajitasolla määrää kasvupaikkojen ja sukkessioikäluokkien runsaus, ts. kuinka pitkiä 1. ja 3. akselit ovat (kuva 5) ja kuinka tiheässä niiden mittaan esiintyy erilaisia kasvupaikkoja.

Korpela (1994) liitti reunavaikutteisten kosteikkometsien kasvillisuuden päävaihtelu suuntien tarkasteluun myös lajiversiteetin tunnuksia. Hän totesi, että lajiluku, Simpsonin heterogeenisyysindeksi ja Pieloun tasaisuusindeksi korreloivat



Kuva 5. Metsäkasvillisuuden lajistollisen monimuotoisuuden kahden tunnuksen, lajiluvun (n) ja tasaisuusindeksin (S') vaihtelu kolmella tärkeimmällä ekologisella gradientilla 8. VMI:n aineistossa. Piirros laadittu Tonterin ym. (1990 a) mukaan.



Kuva 6. Kenttä- ja pohjakerroksen lajiluvun karttumisen reunavaikutteisten metsäisten soiden ja soistuneiden kankaiden kasvillisuuden kolmella tärkeimmällä DCA-akselilla 8. VMI:n aineistossa.

vain heikosti aineiston päävaihteluun. Myöskään suo- ja metsätyyppien välillä ei ilmennyt merkitseviä eroja näiden alfa-diversiteetin tunnuslukujen kohdalla. Kun luokitus tehtiin numeerisesti TWINSPAN-analyysin avulla, tuli ryhmien välille joitakin tilastollisesti merkitseviä eroja. Aineistosta todettujen kolmen vahvimman DCA-akselin lajijakauman tarkastelu (kuva 6) osoittaa kuitenkin, että gradienteilla esiintyy lajiluvun muutoksen epäjatkuvuuskohtia. Todetulla 1. akselilla, joka tulkittiin viljavuusakseliksi lajiluvun muutos on tasaista, muut diversiteetin lähteet näyttävät ilmenevän vahvemmin 2. ja 3. akselilla.

VMI:n puusto- ja aluskasvillisuusaineistojen yhdistäminen tarjoaa mahdollisuuden metsien rakenteellisen vaihtelun analyysiin. Toistaiseksi tässä on rajoitettu puustoihin (mm. Lähde ym. 1991). Tällä tasolla metsien rakenteen kehitys viimeksi kuluneen 70 vuoden aikana on todettu merkittäväksi ja mitä ilmeisimmin myös yhdeksi tärkeimmistä kokonaismonimuotoisuuteen vaikuttaneista muutoksista.

Vaikka VMI:ssä on käytettävissä pitkä kasvupaikkavaihtelun havaintojen aikasarja, monimuotoisuuden muutosta on tuskin lainkaan tarkasteltu tämän työvälineen avulla. 5. - 8. VMI:ssa kasvupaikkojen luokitus on ollut diversiteettianalyysin kannalta vajaan 8. VMI:ssa suoritettujen kokeilujen (ks. Nousiainen 1994) osoittivat, että tarkentamalla luokituksen maastotyötä kasvupaikkavaihtelua kuvaavaa suurta otosta voidaan tehokkaasti käyttää koko ekologisen vaihtelun kartoitukseen.

### **VMI ja monimuotoisuuden seurannan ja tutkimuksen lähinäkömät**

VMI kokonaisuudessaan ja myös sen kasvillisuusaineistot ovat monimuotoisuustutkimuksen potentiaalinen resurssi. Arvokas osa (1. - 4. VMI) inventointien tietomassasta on kerätty ennen ATK-aikaa. Vasta pieniä osia siitä, mukana 3. VMI:n kasvillisuusaineisto, on saatu liitetyksi tietokantoihin. VMI:n tutkimukselle ystävällinen perusominaisuus on samanaikaisen ja -paikkaisen tiedon runsaus. Sitä on lähitulevaisuudessa hyödynnettävä tehokkaammin. Kasvillisuustutkimuksen kannalta merkittävä askel on VMI:n pysyvien koealojen toinen inventointi vuonna 1995. Tämän jälkeen aineisto alkaa toimia suunnitellussa tarkoituksessaan, seurannan tietolähteenä. Uusintainventointi ja pysyvien koealojen tietokannan valmistuminen avaavat uusia mahdollisuuksia erityisesti talousmetsien monimuotoisuuden seurannalle ja tutkimukselle.

### Kirjallisuus

- Ahti, E. 1974. Soiden luokituksesta valtakunnan metsien inventoinnin yhteydessä. Summary: Peatland classification in connection with the national forest inventory in Finland. *Suo* 25: 71-72.
- Cajander, A. K. 1926. The theory of forest types. *Acta Forestalia Fennica* 29.3:1-108.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1994. Suokasvillisuusopas. Oulanka Reports 13. 81 s.
- Jukola-Sulonen, E.-L. 1983. Vegetation succession of abandoned hayfields in central Finland. A quantitative approach. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 112. 85 s.
- Kalela, A. 1961. Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Paralleltypen. *Arch. Soc. Vanamo* 16 (Suppl.): 65-83.
- Kalliola, K. 1973. Suomen kasvimaantiede. 308 s. Helsinki.
- Korpela, L. 1994. Voidaanko monimuotoisuuden tunnuksilla tarkentaa luokitusta ja ordinaatioiden tulkintaa. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 531:45-50.
- Korpela, L. & Reinikainen, A. 1994. A numerical analysis of mire-margin vegetation in Finland. *Käsikirjoitus*.
- Kujala, V. 1964. Metsä- ja suokasvilajien levinneisyys- ja yleisyysuhteista Suomessa. Referat: Über die Frequenzverhältnisse der Wald- und Moorpflanzen in Finnland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 59. 1. 137 s. + kartasto.
- Kujala, V. 1979. Suomen metsätyypit. Abstract: Forest types of Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 92.8. 45 s.
- Kuusela, K. 1981. From timber surveys to monitoring of the forest ecosystem. XVII IUFRO World Congress, Kyoto, Japan. Sept. 6-17. 1981, Subject Group S4,02. 4 p.
- Kuusipalo, J. 1985. An ecological study of upland forest site classification in southern Finland. *Acta Forestalia Fennica* 192:1-78.
- Lahti, T. & Väisänen, R. A. 1987. Ecological gradients of boreal forests in south Finland: an ordination test of Cajander's forest site type theory. *Vegetatio* 68:145-156.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1991. The structure of advanced virgin forests in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 6.4:527-537.
- Nousiainen, H. 1994. Huikarin luokittelujärjestelmällä aitoihin suotyyppihin? *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 531:80-86.

- Reinikainen, A. 1990. Ecological monitoring as a part of the Finnish National Forest Inventory. Proc. of the Seminar of Ecological Statistics. Rome, 28 March - 1 April 1988: 259-271.
- Reinikainen, A. 1994. Turvekankaat - kangasmetsäkasvillisuutta turvemaalla? Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 531:11-18.
- Reinikainen, A. & Nousiainen, H. 1985. Biologien työohjeet VMI 8:n pysyviä koealoja varten. Metsäntutkimuslaitos. Moniste. 42 s. +liitteet.
- Sepponen, P., Laine, L., Linnilä, K., Lähde, E. & Roiko-Jokela, P. 1982. Metsätyypit ja niiden kasvillisuus Pohjois-Suomessa. Summary: The forest site types of North Finland and their floristic composition.
- Tomppo, E. & Siitonen, M. 1991. The National Forest Inventory in Finland. Paperi ja Puu/Paper and Timber 73(2). 8 p.
- Tonteri, T. 1990. Inter-observer variation in forest vegetation cover assessments. *Silva Fennica* 24.2:189-196.
- Tonteri, T. 1994. Species richness of boreal understorey forest vegetation in relation to site type and successional factors. *Annales Zoologici Fennici* 31:53-60.
- Tonteri, T., Mikkola, K. & Lahti, T. 1990 a. Compositional gradients in the forest vegetation of Finland. *Journal of Vegetation Science* 1:691-698.
- Tonteri, T., Hotanen, J-P. & Kuusipalo, J. 1990 b. The Finnish forest site type approach: ordination and classification studies on mesic forest sites in southern Finland. *Vegetatio* 87:85-98.
- Whittaker, R.H. 1970. *Communities and Ecosystems*. The Macmillan Company. Toronto. 162 s.



## LUONNONTILAISET METSÄT PYSYVÄÄN SEURANTAAN

**Antti Isomäki**

Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa

Metsäntutkimuslaitoksessa käynnistettiin keväällä 1993 *Luonnontilaisten metsien kehitys* -niminen tutkimushanke, jonka tehtävänä on:

1. vertailla luonnontilaisten ja talousmetsien ominaisuuksia keskenään,
2. kehittää luonnontilaisuutta kuvaavia käsitteitä ja mittareita,
3. tuottaa perustietoa monimuotoisen metsänhoidon kehittämiseksi sekä
4. lisätä tietoa luonnonmetsien kehitysdynamiikasta.

### **Pitkäaikainen, monikäyttöinen ja maantieteellisesti laaja koelaverkko**

Hanke on suunniteltu toteutettavaksi siten, että sen ensimmäisessä vaiheessa perustetaan riittävän laaja ja edustava pysyvien seurantakoealojen verkko, jonka avulla voidaan tuottaa monipuolista, aikaan ja paikkaan sidottua tietoa luonnontilaisten metsien rakenteesta ja kehityksestä sukcession eri vaiheissa. Perustamisen jälkeen hanke ylläpitää koelaverkkoa ja tarjoaa siihen kuuluvia koemetsiköitä Metsäntutkimuslaitoksen muille tutkimushankkeille sekä niiden ohella myös yliopistojen ja muiden tutkimusyhteisöjen käyttöön.

Hankkeen oma tutkimuksellinen mielenkiinto kohdistuu ensisijaisesti luonnontilaisten metsien puustoihin, erityisesti luontaiseen uudistumiseen, puulajidynamiikkaan, puiden väliseen kilpailuun ja tilajärjestykseen, puiden elossapysymisen ja luontaisen kuoleamisen sääntöihin sekä puuston ja biomassan tuotosta kuvaaviin tunnuslukuihin.

Pysyvän koelaverkon perustaminen merkitsee pitkällä aikavälillä luonnonmetsiin kohdistuvan tutkimuksen oleellista rationalisointia. Useiden tutkimushankkeiden kohdistaminen samoihin koemetsiköihin vähentää päällekkäisyyttä, lisää havaintojen luotettavuutta, parantaa ilmiöiden välisten vuorovaikutusten tutkimusmahdollisuuksia ja tuottaa myös muuta synergiaetua, jota erillisillä, lyhytaikaisilla tutkimuksilla ei voida saavuttaa.

Pysyvien seurantakoealojen verkko pyritään laajentamaan Euroopassa koko pohjoisen havumetsävyöhykkeen alueelle. Näin saatava maantieteellinen ulottuvuus antaa hankkeeseen liitettäville metsäekologisille osatutkimuksille laajan, vertaansa vailla olevan taustan. Voidaan myös arvioida, että koealaverkon laajentaminen Suomesta itään sijaitseville alueille tuo tutkijoiden ulottuville todella luonnontilaisia metsäkohteita.

### **Metsiköiden valinta**

Kokeet sijoitetaan ensisijaisesti valtion omistamiin luonnonsuojelualueisiin eli luonnon- ja kansallispuistoihin sekä metsähallituksen ja Metsäntutkimuslaitoksen sisäisillä päätöksillä rauhoitettuihin metsiin. Myös muut metsäalueet voidaan ottaa huomioon, mikäli niiden käsittelemättömyydestä saadaan riittävät takeet.

Tavoitteena on luoda eri metsäkasvillisuusvyöhykkeisiin (Kalela 1961) koko valtakunnan alueelle metsikkökoealojen verkko siten, että kutakin yleistä kasvupaikkatyyppiä kohti saadaan sille tyypillisiä metsikkörakenteita edustavat sarjat seuraavan jaottelun mukaisesti:

#### **Kasvupaikkatypit**

lehdot ja lehtomaiset kankaat  
tuoreet kankaat  
kuivahkot kankaat  
kuivat ja karut kankaat

#### **Vallitseva puulaji**

kuusi, lehtipuu  
kuusi, koivu, mänty  
mänty, kuusi  
mänty

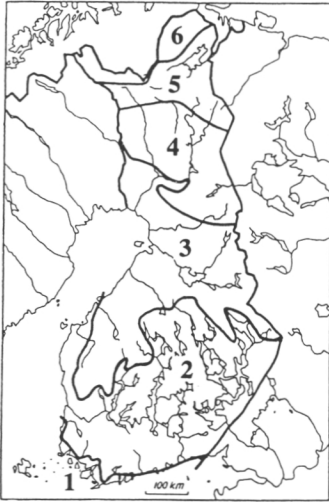
Kutakin kasvupaikkatyyppin ja vallitsevan puulajin yhdistelmää kohti pyritään löytämään metsän eri suksessiovaiheita edustavia kohteita seuraavasti:

1. uudistumisvaihe, esimerkiksi metsäpalon jälkeinen pioneeripuuston vaihe;
2. nuoruusvaihe, jolle on tyypillistä mm. latvuserroksen sulkeutuminen, puulajien välinen kilpailu ja puuston voimakas kasvu;
3. kuusikko- tai vastaava kliimaksivaihe;
4. avautumisvaihe, vanhan puusukupolven rappeutumisvaihe, mikä samalla aloittaa uuden pienen suksessiokierron.

Myöhemmässä vaiheessa tehdään päätökset soiden ja soistuneiden kankaiden mukaanotosta sekä kalliometsien ja poikkeuksellisten kasvupaikka- ja puustokohteiden seurannasta.



Valtakunnan alue jaetaan kuvan 1. mukaisesti metsäkasvillisuusvyöhykkeisiin (Kalela 1961).



Kuva 1. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet: 1. Saaristo-Suomi, 2. Etelä-Suomi, 3. Pohjanmaa-Kainuu, 4. Peräpohjola, 5. Metsä-Lappi, 6. Tunturi-Lappi.

Aarno Kalela 1961. Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Parallel-typen. Arch. Soc. Vanamo 16: suppl.

### Metsiköiden määrä

Jos lähdetään edellä kuvatusta metsiköiden tavoitejakaumasta, täydellinen sarja eri puulajien ja kehitysvaiheiden yhdistelmiä edellyttäisi 32 metsikköä. Käytännössä tähän ei todennäköisesti päästä ainakaan alkuvaiheessa. Työmäärien mitoituksessa on lähdetty siitä, että tavoitteeksi asetetusta 32 koemetsiköstä korkeintaan 20 löytyy ja voidaan ottaa mukaan.

Metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin metsikkösarjoja tavoitellaan alkusuunnitelman mukaan seuraavasti:

| Vyöhyke | Sarjoja | Alueet  |
|---------|---------|---|
| 1       | 1       | Saaristo ja eteläinen rannikko.   |
| 2       | 5       | Lounais-Häme ja Uusimaa; Länsi-Suomen rannikko; Häme; Savo ja Keski-Suomi; Itä-Suomi. |
| 3       | 5       | Suomenselkä; Pohjanmaa; Kainuu; Ylä-Savo; ns. Lapin kolmio.                           |
| 4       | 2       | Etelä-Lappi; Koillismaa.  |
| 5       | 1       | Metsä-Lappi.  |

Tämän jaottelun mukaisesti kangasmaille perustetaan siis 14 sarjaa, jotka käytännössä sisältävät arviolta noin 280 metsikköä (täydelliset sarjat = 448 metsikköä).

Tähänastisen kokemuksen mukaan yhden kokeen perustaminen vaatii noin 2,5 työpäivää. Työviikko jakautuu siten, että yksi päivä käytettäisiin kahden metsikön valintaan, koealojen paikallistamiseen ja yleisiin valmisteluihin sekä kaksi päivää kunkin koemetsikön mittauksiin. Tämän mukaan sarjojen perustamiseen arvioidaan kuluvan työryhmän (1+1 tai 1+2) aikaa noin 120 viikkoa.

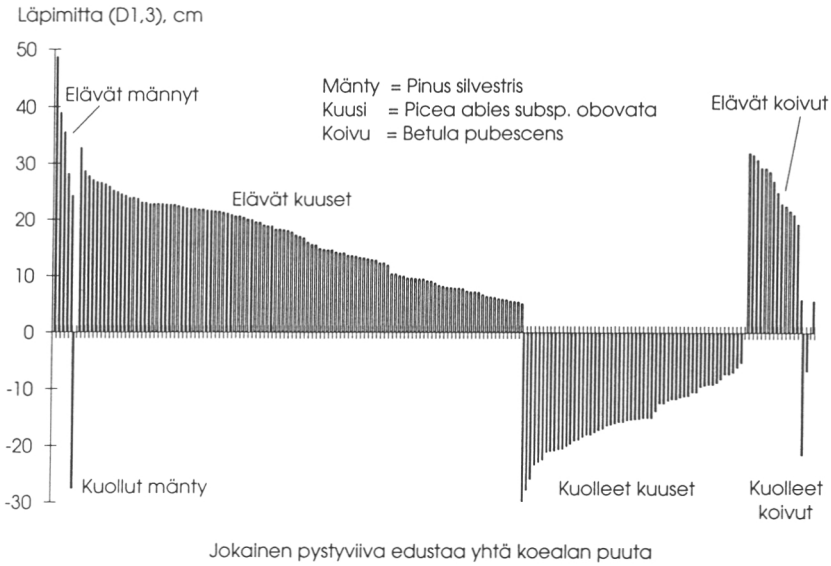
### **Koemetsikölle asetettavat vaatimukset**

Koemetsiköt valitaan yhteistyössä aluehallinnon edustajien kanssa. Karttojen ja muiden asiakirjojen avulla tehdään ennakkosuunnitelma, joka viimeistellään maastotarkastuksen yhteydessä. Koemetsiköiksi pyritään valitsemaan ko. kasvupaikkaluokkaa keskimääräisesti edustavia, vähintään kahden hehtaarin suuruisia alueita. Mikäli valinnanvaraa on, etusija annetaan metsiköille, jotka yhdessä muodostavat mahdollisimman täydellisen sarjan tavoiteltuja metsikkötyyppejä. Myös metsiköiden sijainti tiestöön nähden ja muutkin niiden saavutettavuuteen liittyvät seikat otetaan huomioon.

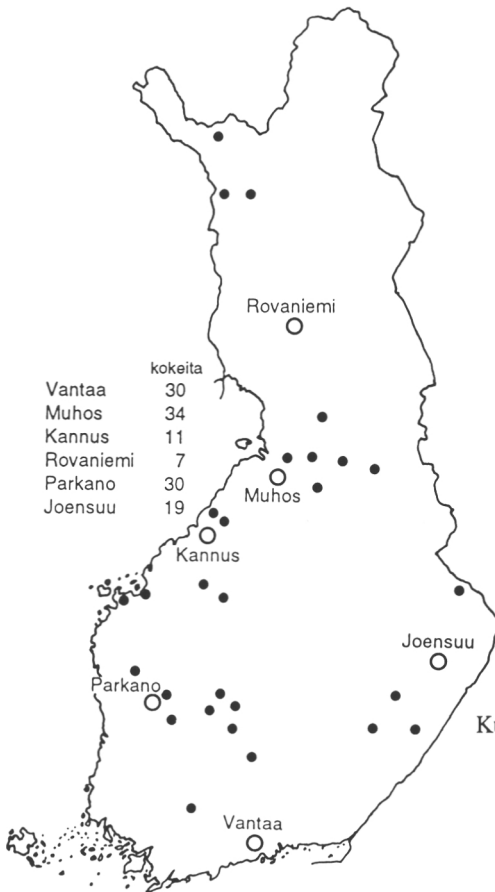
### **Tämänhetkinen tilanne**

Hanke on tähän mennessä perustanut Suomen alueelle 131 seurantakoealaa. Yhteistyö Karjalan tiedekeskuksen metsäinstituutin kanssa aloitettiin heti hankkeen käynnistämisen jälkeen keväällä 1993. Tähän mennessä Karjalassa on perustettu kahteen luonnonsuojelualueeseen yhteensä kahdeksan seurantakoealaa. Komin tiedekeskuksen edustajat tutustuivat hankkeeseen viime keväänä ja käynnistivät omassa maassaan kesän kuluessa koealojen perustamisen. Hanketta kohtaan on ilmaistu kiinnostusta myös Pietarin metsäakatemiassa ja Metsätaloudellisessa tutkimuslaitoksessa, Arkangelin Metsäinstituutissa sekä Eestin Maatalousakatemiassa ja Metsäntutkimuslaitoksessa.

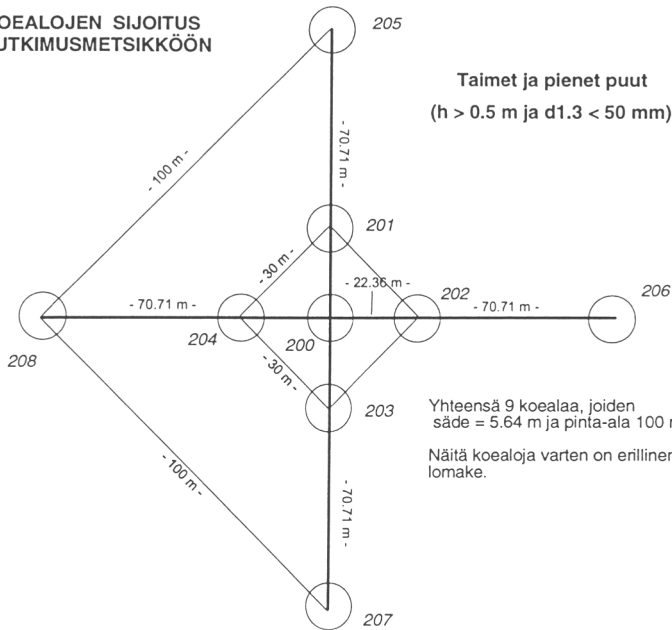
Perustamismittausten pohjalta laadittava raportti esittelee koealasarjan ja kuvaa kohteiden puustotiedot. Tämän raportin päätehtävä on tukea sarjan monipuolista hyväksikäyttöä. Ensimmäinen raportti laaditaan 1995 ja seuraava koealojen perustamisen päätyttyä noin v. 2001. Metsäntutkimuslaitos käyttää perustettavaa koealaverkkoa muiden tutkimusyhteistyöhön osallistuvien kanssa lukuisiin osatutkimuksiin, jotka raportoidaan aikanaan.



Kuva 2. Esimerkki puuston rakennekuvista. Elävien ja kuolleiden puiden läpimittajakauma heinäkuussa 1994. Seurantakoeala 731, Ljaln metsäntutkimusasema, Komin tasavalta.

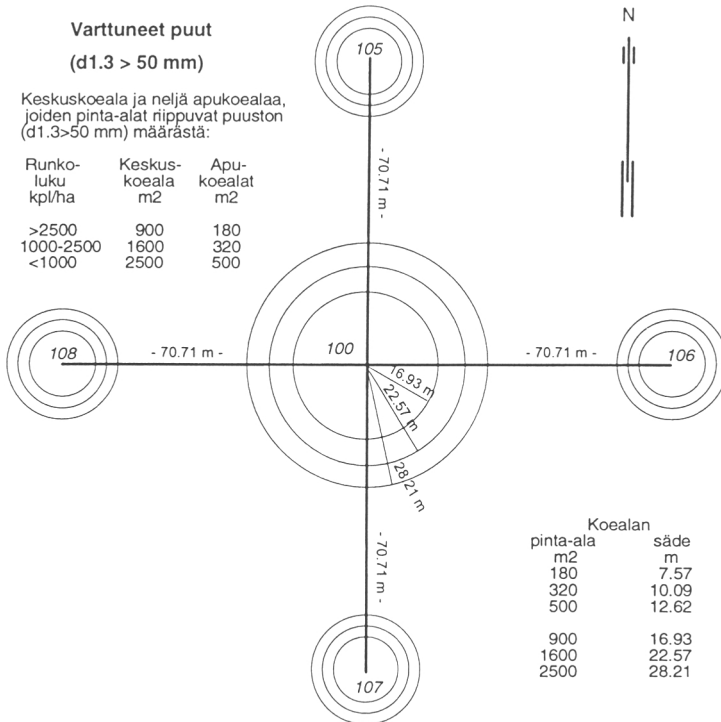


Kuva 3. Marraskuun loppuun 1994 mennessä on perustettu yhteensä 141 seurantakoealaa: Suomeen 131, kokeita on perustettu Metsäntutkimuslaitoksen Vantaan, Parkanon ja Rovaniemen toimipaikoista käsin yhteensä 28 rauhoitusalueeseen.

**KOEALOJEN SIIJOITUS  
TUTKIMUSMETSIKKÖÖN**

**Varttuneet puut  
( $d1.3 > 50$  mm)**

Keskuskoeala ja neljä apukoealaa, joiden pinta-alat riippuvat puuston ( $d1.3 > 50$  mm) määrästä:

| Runko-<br>luku<br>kpl/ha | Keskus-<br>koeala<br>m <sup>2</sup> | Apu-<br>koealat<br>m <sup>2</sup> |
|--------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|
| >2500                    | 900                                 | 180                               |
| 1000-2500                | 1600                                | 320                               |
| <1000                    | 2500                                | 500                               |



Kuva 4. Tyypillinen seurantakoe muodostuu säännöllisestä koealaryhmästä, johon kuuluu viisi varttuneen puuston koealaa ja yhdeksän taimi- ja alikasvoskoealaa.

# LUONNONLÄHEINEN METSÄNHOITO

**Petteri Seppänen**

Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa

## Johdanto

Luonnonmetsää ajatellaan yleisesti ideaalimallina ja lähtökohtana metsän ekologiselle hoitamiselle. Luonnonmetsän kehitystä jäljittelevää metsänhoitoa kutsutaan luonnonmukaiseksi tai luonnonläheiseksi metsänhoidoksi. Luonnonmukainen metsänhoito tarkoittaa joka suhteessa luonnonmetsää vastaavaa metsän kehitystä, johon ihmisen toiminta ei vaikuta. Luonnonläheinen puolestaan ei ole tarkkaan ottaen luonnonmukainen. Sveitsiläinen professori Leibundgut määrittelee luonnonläheisen metsänhoidon seuraavasti: "Luonnonläheisen metsänhoidon tavoite ei ole yksinomaan taloudellinen, vaan sen tulee sisältää myös metsien monikäyttötoiminnot ja suojeluvaikutukset". Nykyistä terminologiaa käyttäen tavoitteeseen voidaan lisätä metsien monimuotoisuus- ja ympäristönhoitovaatimukset. Luonnonläheisessä metsänhoidossa kaikki nämä tavoitteet tulisi saavuttaa mahdollisimman pienin työ- ja kustannuspanoksin.

Luonnonmukaisen ja luonnonläheisen metsänhoidon erottaminen toisistaan on välttämätöntä, koska boreaalisten luonnonmetsien kehitykseen kuuluu ilmiöitä, joita talousmetsissä on pyrittävä välttämään. Tällaisia ovat esim. metsäpalojen tai hyönteis- ja sienituhojen aiheuttamat laaja-alaiset metsätuhot ja puukuolemat.

Luonnonmetsä antaa vastauksia ennen muuta kysymyksiin metsien sukkessiosta. Luonnonmetsien rakenteesta, kehityksestä ja puulajidynamiikasta on mahdollista johtaa sovelluksia mm. talousmetsän kiertoaikaa, uudistamis- ja kasvatushakkuita sekä maanhoitoa varten. Talousmetsien käsittelyssä tulisi noudattaa luonnonmetsän kehitysrytmiä. Metsän rakenteen tulisi sisältää metsän monimuotoisuutta luovia ja ylläpitäviä luonnonmetsän rakenneominaisuuksia. Niitä ovat mm. metsien puulajikierto ja puulajidynamiikka sekä lehtipuiden, kuolleen ja palaneen puun esiintyminen talousmetsissä.

## Luonnonmetsän kehitys

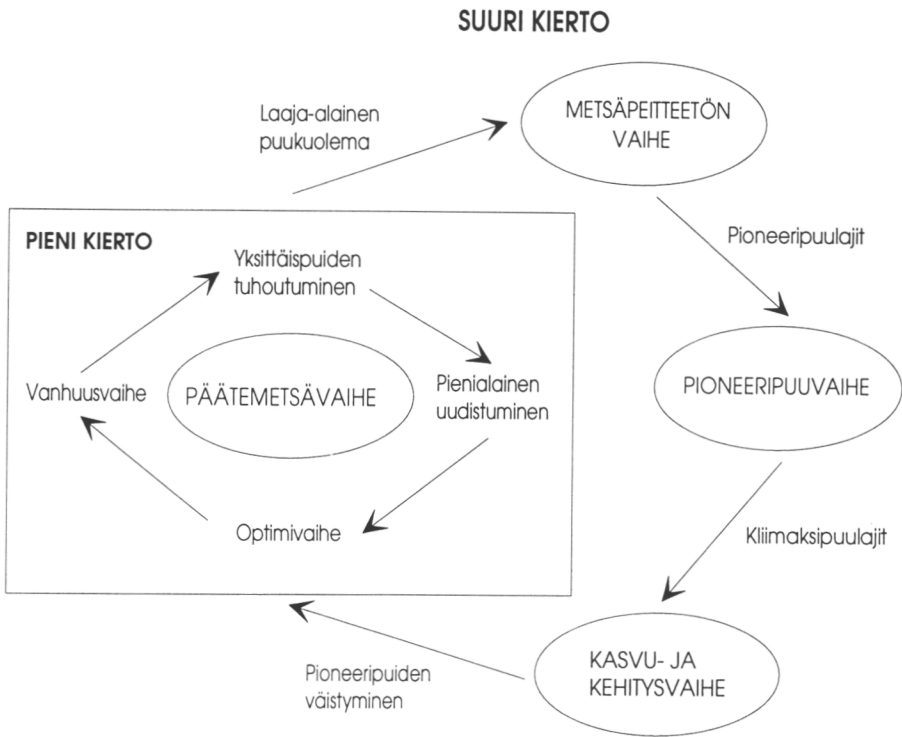
### Sukcession pääpiirteet

Luonnontilainen boreaalinen havumetsä ei ole koskaan ollut yhtenäistä vanhaa metsää. Luonnontuhot tai katastrofit ovat aika ajoin tuhonneet metsiä. Metsät eivät kuitenkaan häviä pysyvästi, sillä pohjoisen havumetsävyöhykkeen puulajit pystyvät metsittämään luonnontuhon jälkeisen metsäpeitteettömän maan. Tämä jatkuva metsien uusiutuminen ja sitä seuraava kasvu muodostavat metsän sukkessiokehityksen. Pohjoisille havumetsille ominainen piirre onkin suuraluetasolla ilmenevä vaihtelevuus, jossa eri kehitysvaiheen metsiköt muodostavat mosaiikkimaisen rakenteen.

Metsätuhon jälkeisessä kehityksessä voidaan erottaa metsikön (i) *synty- ja pioneeripuuvaihe*, (ii) *kasvuvaihe* sekä (iii) *päätemetsävaihe (kliimaksivaihe)*. Sukcession alkuvaiheessa lyhytikäiset pioneeripuut, kuten koivu, haapa, leppä ja myöhemmin mänty valtaavat metsäpeitteettömän kasvupaikan. Pitkäikäisemmät varjopuut, kuten kuusi, tulevat vähitellen alikasvokseksi. Kasvuvaiheessa uusia puita ei enää merkittävästi synny. Puulajit sopeutuvat kasvupaikalle ja puiden keskinäisen kilpailun seurauksena alkaa metsikön itseharveneminen. Päätemetsävaiheessa puiden välinen kilpailu vakiintuu. Uudistumista tapahtuu yksittäisten puukuolemien seurauksena syntyvissä latvusaukoissa. Sukcession eri kehitysvaiheiden rajat ovat häilyviä.

Kehitys pioneeripuuvaiheesta päätemetsävaiheeseen kestää Etelä-Suomen tuoreilla kankailla 100-150 vuotta. Sen tuloksena on verraten tasaikäinen, kasvupaikasta riippuen joko puhdas tai sekapuustoinen metsikkörakenne. Pohjoisissa havumetsissä sekametsät ovat kuitenkin vain sukcession välivaiheita (ns. muuttuva metsikkömuoto), joita seuraa voimakkaamman puulajin muodostama puhdas metsikkö.

Pohjoisen havumetsän kehityksessä voidaan erottaa suuri kiertö ja pieni kiertö (ks. kuva 1). Suuri kiertö kuvastaa häiriöiden ohjaamaa kehitystä edellä kuvattujen vaiheiden läpi. Jos päätemetsävaiheessa olevassa metsikössä ei tapahtuu laaja-alaista puukuolemaa, metsikössä alkaa pieni kiertö. Yksittäisten puiden tai muutaman puun muodostamien puuryhmien kuollessa metsikköön syntyy pienaukkoja, joihin syntyy uusia taimia. Jos paikalla on alikasvosta, se käyttää vapautuneen kasvutilan eikä uusia puita synny. Pienaukoissa tapahtuvan uudistumisen seurauksena metsikön rakenne muuttuu vähitellen, mutta olennaista



Kuva 1. Pohjoisen havumetsän sukessiokierto Schmidt-Vogtin (1991) mukaan.

kasviyhdykskunnan vaihdosta ei tapahdu. Päätemetsän jatkuvan pienialaisen uudistumisen seurauksena myös kliimaksivaiheen metsikkö elää jatkuvassa muutoksessa.

Yksittäisten puukuolemien muodostaman latvusaukon koko vaikuttaa oleellisesti sekä puiden syntyyn ja pituuskasvuun, että myöskin alikasvoksen elpymiseen. Vasta kun metsikköön syntyy useamman kuolleen puun muodostama aukko, taimet pääsevät kehittymään päällyspuuston tasalle. Uudistuminen edellyttää, että aukon koko on vähintään 400-500 m<sup>2</sup>. Eniten taimia esiintyy lahoavien maapuiden läheisyydessä. Niin ikään suotuisia taimien syntypaikkoja ovat myrskyn nostamien juurakoiden vierustat, joissa on paljasta kivennäismaata. Latvusaukon koko vaikuttaa myös paikalle syntyvään puulajiin. Pioneerilajien uudistuminen on mahdollista vain suuremmissa aukoissa. Pitkän ajan kehitykselle ja metsikön ravinnekierrolle onkin ilmeisen tärkeää, että klimaksivaiheen metsään syntyy suurempia kuin yhden kuolleen puun muodostamia aukkoja.

## Suuren kierron aiheuttajat

Metsäpalot ovat todennäköisin laaja-alaisen puukuoleman aiheuttaja boreaalisessa havumetsässä. Ruotsalaisten tutkimusten mukaan keskimääräinen paloväli pohjoisissa havumetsissä ennen tehokasta palojen valvontaa on ollut noin 80 vuotta. Palojen intervalli vaihtelee kuitenkin huomattavasti kasvupaikan olosuhteiden, erityisesti maaston topografian ja kasvupaikan kosteuden mukaan. Notkopaikoilla paloja on esiintynyt kymmenkuntavuotta harvemmin kuin kumpareilla. Etelään suuntautuvilla rinteillä palot ovat toistuneet keskimäärin 40 vuotta useammin kuin pohjoisrinteillä. Kaikkein kuivimmilla sora- ja hiekkamailla paloväli on ollut noin 50 vuotta, tuoreilla kankailla 100-150 vuotta sekä kaikkein viljavimmilla ja kosteilla kasvupaikoilla yli 200 vuotta. Vain suot ja kosteikkoalueet ovat jääneet palojen tavoittamattomiin. Ruotsalaisia havaintoja vahvistavat mm. Koloveden kansallispuiston dendrokronologiset selvitykset, joiden mukaan metsäpaloja on ollut vuosina 1500-1880 keskimäärin kaksi kertaa vuosisadassa.

Metsäpalojen intensiteetti ja laajuus on noudatellut metsikkökuvioiden luontaisia rajoja. Suomen olosuhteissa yhtenäiset, täydellisesti palaneet alueet (kuivat mäntykankaat) ovat olleet suurimmillaan muutamia tuhansia hehtaareja. Pienimmät luonnonkulot ovat tuhonneet metsän vain muutaman hehtaarin alueelta.

Vaikka Suomen ilmasto ei ole erityisen äärevä tuulien suhteen, myrskytuhot eivät ole tuntemattomia täälläkään. Myrsky merkitsee vain harvoin täydellistä metsätuhoa. Tuuli kaataa puut osittain juurineen, osittain runkoja katkomalla. Puiden kaatuminen juurineen merkitsee paljaiden kivennäismaalakkujen syntyä. Laikut ovat otollisia kasvupaikkoja pienille taimille. Metsän ekologian kannalta olennaista on lisäksi se, että myrskytuhosta kuolleen puun biomassaa jää luonnonmetsässä kokonaan kasvupaikalle lahoamaan.

Bioottisten tuhojen taajuudesta ja laaja-alaisesta katastrofivaikutuksesta tiedetään varsin vähän. Ekologisilta vaikutuksiltaan ne eivät tiettävästi kuitenkaan yllä luonnonkulojen tasolle. Suomen mantereisen ja merellisen ilmaston välimuotoa edustavissa olosuhteissa bioottiset tuhot eivät ole todennäköinen uuden sukessiokierron aiheuttaja. Bioottiset tuhot ovat verraten pienialaisia, laikuttaisia ja epätäydellisiä. Mantereisemmissä olosuhteissa, kuten Kanadassa tai Siperiassa, bioottisilla tuhoaiheuttajilla on sen sijaan merkittävämpi rooli uuden suuren kierron aiheuttajana. Myös bioottisen tuhon kohdatessa metsää kuollut puuaines jää kasvupaikalle lahoamaan.



### **Pienen kierron aiheuttajat**

Pienen kierron aikana metsä uudistuu pienialaisesti vain metsikköön syntyvissä aukoissa, joissa muodostuu siementen itämiselle ja taimien kasvulle suotuisa mikrokasvupaikka. Uudistumisen mahdollistavia aukkoja syntyy metsäpaloja lukuunottamatta samoista syistä kuin suuren kierronkin yhteydessä. Tavallisimpia yksittäisten puiden kuolemaan johtavia syitä ovat myrsky-, sieni-, hyönteis- ja lumituhot. Tuhot esiintyvät satunnaisesti ja useinkin puukuoleman syynä on usean tekijän yhdysvaikutus, esim. tuuli kaataa sienitaudin heikentämän puun helpommin kuin terveen puun.

Tehokkaimmin pienaukkoja syntyy myrskytuhojen seurauksena. Jos puu kaatuu juurineen, seurauksena on aukko niin latvus- kuin pinta-kasvillisuuskerroksessakin. Useat pienaukkodynamiikkaa käsitelleet tutkimukset osoittavat, että uudistumista tapahtuu parhaiten tuulenkaatopuiden synnyttämässä aukkopaikoissa. Yksittäispuiden kuollessa pystyy vain metsikön latvuserros rikkoutuu. Tämä ei vielä takaa uudistumista, sillä siementen itäminen vaatii paljaan kivennäismaapinnan; pelkkä latvuserroksen avautuminen ei takaa uudistumista.

### **Metsänhoidollisia johtopäätöksiä**

Luonnonmetsien häiriötaajuuksien perusteella kuivilla ja kuivahkoilla kankailla metsikön kasvatuksessa on nähtävissä selvä kiertoaika. Kasvatus päättyy uudistamisvaiheeseen, jonka aikana perustetaan seuraava puusukupolvi. Ekologisista lähtökohdista tarkastellen kiertoajan pituus on joustava. Perusteltua on kuitenkin kohdistaa metsänuudistaminen suuren kierron ajanjaksoon, 70-150 vuoden välille.

Tuoreilla ja kaikkein viljavimmilla kasvupaikoilla puuston kehitys voi jatkua pitkään ilman merkittäviä häiriöitä. Metsänhoidolla voidaan kuitenkin nopeuttaa uudistamistapahtumaa huomattavasti. Tärkeää on luoda ainakin puuryhmien suuruisia aukkoja, joissa humuskerros pääsee uusiutumaan ja metsään muodostuu sekapuusto. Yhden poistettavan puun aukko ei takaa kuusivaltaisen metsän uudistumista. Jos kasvupaikan olosuhteet eivät suosi uudistumista ja sekapuustoisen metsikön syntyä, on perusteltua saattaa metsikkö pioneerilajien aloittaman sukkession alkuun päätehakkuulla.

Tuli ja myrskyn aikaansaamat tuulenkaadot ja juurakot uudistavat humuskerrosta ja nopeuttavat metsikön ravinnekiertoa. Tätä vaikutusta

korvaamaan on perusteltua käyttää humuskerroksen rikkovia, kivennäismaan paljastavia maanmuokkausmenetelmiä. Vain humuksen rikkoontumiseen perustuva energiavirran ylläpito varmistaa metsämaan tuotoskyvyn säilymisen pitkällä tähtäimellä.

Lahoavaa puuainesta esiintyy jatkuvasti luonnonmetsissä. Nuorissa metsissä se syntyy pääasiassa metsikön puiden välisen kilpailun ja itseharvenemisen seurauksena, vanhoissa puolestaan erilaisten ulkopuolisten syiden seurauksena (tuuli-, sieni- ja hyönteistuhot ym.). Kiertoaajan kuluessa kuolleen puun osuus on noin kolmannes metsikön kokonaistuotoksesta. Talousmetsien hoidossa harvennukset kohdistuvat tähän puuston osaan.

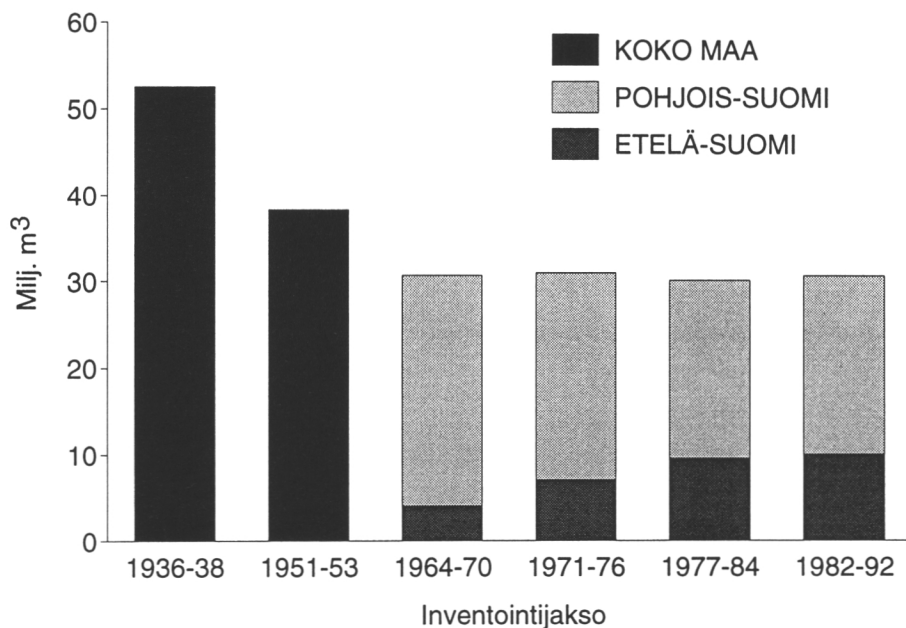
### **Luonnonläheisen metsänhoidon toteutus**

Keskeisimmät kysymykset luonnonläheisen metsänhoidon toteuttamisessa ovat luonnonmetsän kehityksen nykyistä yksityiskohtaisempi jäljittely, mahdollisuudet metsien monimuotoisuuden kannalta ensiarvoisen tärkeän kuolleen puun ja lehtipuun määrän lisääminen talousmetsissä sekä käytännön metsätalouden mahdollisuudet toteuttaa luonnonläheistä metsänhoitoa.

### **Lahoava puuaines**

Toistaiseksi ei ole olemassa täsmällistä tietoa metsikköön jätettävän kuolleen puun tarpeellisesta määrästä. Saksalaisten arvioiden mukaan muutama prosentti, 1-3 m<sup>3</sup>/ha, kuollutta puuta (puolet pystyssä, puolet maapuuna) on riittävä määrä metsien monimuotoisuuden kannalta. Kuolleen puun määrän nostaminen 5-10 m<sup>3</sup>/ha on taloudellisesti vielä siedettävää, mutta käytännössä vaikea toteuttaa. Tämä kuolleen puun määrä ei aiheuta riskiä metsän terveydelle, koska kaikki kuoleva puu ei ole yhtä aikaa tuoreena.

Jos metsikköön tavoitellaan lahoavaa puuta 2-4 m<sup>3</sup>/ha, merkitsee se varttuneessa metsikössä 5-10 rungon jättämistä lahoamaan. Jos harvennuskierro on 15-20 vuotta, riittäisi em. lahoava puumäärä harvennusten väliseksi ajaksi, koska lahoaminen on hidas prosessi. Pääosa lahoavasta puusta tulisi olla lehtipuuta.



Kuva 2. Kuolleen puun määrä Suomen metsissä valtakunnan metsien inventointien mukaan.

Merkillepantavaa on, että hakkuissa käyttämättä jäävät runkopuun kappaleet riittävät vähimmäisvaatimukseksi kuollutta puuta elinympäristönään käyttäville eliölajeille. Tilavuutena mitaten lisää kuollutta puuta ei tarvittaisi, jos hakkuutähteitä ei korjata pois. Hakkuutähteet ovat kaikki kuitenkin maapuuna.

Lahoavan puun järjestäminen metsikköön luontuu parhaiten uudistamisvaiheessa, jolloin metsikköön voidaan jättää kooltaan suuria puuyksilöitä. Päätehakuussa jätettävät varttuneet, kuolevat puuyksilöt säilyvät ylispuina metsikössä koko taimikko- ja riukumetsävaiheen ajan. Uutta lahoavaa biomassaa alkaa muodostua ensiharvennuksissa sekä pystyyn kuolevista että maahan kaatuneista rungoista.

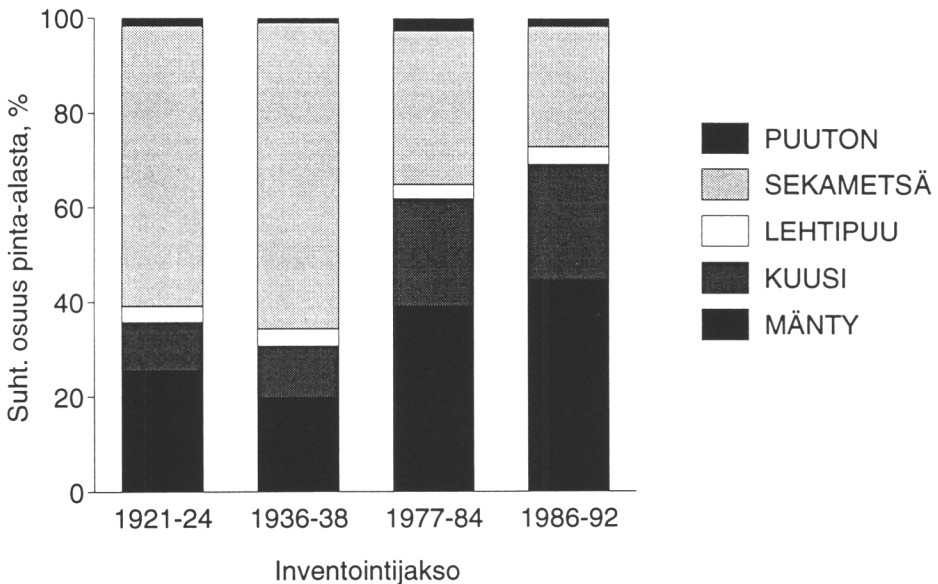
### Lehtipuusosuus

Taimikkovaiheen tärkein toimenpide metsien monimuotoisuuden kannalta on luontaisesti syntyneiden lehtipuiden säästäminen havupuutaimikoissa. Sopivasta lehtipuusekoituksesta on hyötyä myös havupuille. Ongelmallista on kuitenkin lehti- ja havupuiden erilaisen kasvurytmin yhteensovittaminen. Tarkoituksenmukaiseen sekametsärakenteeseen pääsemiseksi havupuut tarvitsevat

kasvupaikasta riippuen 1-2 metrin pituusetumatkan siemensyntyisiin lehtipuihin nähden. Tällöin metsiköstä kehittyä myöhemmin tasarakenteinen ja kasvuisa sekametsä.

Yhtäaika ja ennen havupuita taimikkoon syntyvät lehtipuut tukahduttavat helposti havupuuntaimet, eikä metsähoidollisesti järkevän sekametsikön luominen onnistu. Kuusi sietää varjopuuna lehtipuiden varjostusta mäntyä enemmän, mutta kuusi-lehtipuutaimikosta syntyy helposti kaksijaksoinen metsikkö. Kaksijaksoinen sekametsikkö ei ole metsänhoidollisesti tai puuntuotannollisesti mitenkään ei-toivottu, mutta sen hoito vaatii enemmän huomiota kuin yksijaksoisen metsikön hoito.

Mikäli metsikön nuoruusvaiheessa on onnistuttu perustamaan tarkoituksenmukainen sekametsikkö, lehtipuusekoitus on perusteltua säilyttää metsikössä aina päätehakkuuseen saakka niin monimuotoisuuden kuin puuntuotoksenkin kannalta. Sekametsien harvennushakkuissa puulajisuhteita tulee muovata metsien luontaista puulajidynamiikka mukailleen: alussa voidaan sallia suurempi lehtipuusekoitus, mutta päätehakkuuta lähestyttäessä sen osuutta on vähennettävä. Sopiva lehtipuusekoitus päätehakkuuvaiheessa on noin 20 %. Päätehakkuukäisessä täysipuustoisessa mänty-koivu- ja kuusi-koivu-sekametsikössä tämä tarkoittaa 60-80 lehtipuurunkoa hehtaarilla.



Kuva 3. Metsikkölajien osuudet Etelä-Suomen metsissä valtakunnan metsien inventointien mukaan. Sekapuuraaja on 20-30 % inventoinnista riippuen.

## Metsänuudistaminen

Metsän pikäaikaisen tuotoskyvyn säilyttämiseksi on tarpeen jäljitellä metsän luontaista kiertokulkua järjestämällä metsikköön selvä avovaihe. Luonnonläheisyyttä tavoitellaan uudistamalla metsiä pienialaisesti, suosimalla lehtipuiden syntymistä uudistusalueelle sekä nopeuttamalla metsämaan ravinnekiertoa kevyellä maanmuokkauksella ja kulotuksella. Uudistusaloja kulottamalla metsiin saadaan palanutta ja hiiltynyttä puuta, joka turvaa sitä elinympäristönään käyttävien eliölajien säilymisen metsissä.

Uudistamisalat tulee rajata luontaisia kasvupaikkoja ja maaston muotoja mukaillen. Avohakkuualan sopivimmasta koosta ei ole vielä riittävästi ekologista perustietoa, mutta kasvupaikkojen luontaisia rajoja noudatettaessa suurin yhtenäisen aukon koko lienee Etelä-Suomen olosuhteissa 3-4 hehtaaria. Luontaisen uudistamisen alat voivat olla kymmenkunta hehtaaria. Kasvupaikkojen luontaisia rajoja mukailtaessa käsittelykuvioiden koko muodostuu hyvinkin vaihtelevaksi. Alueellisen monimuotoisuuden kannalta on suotavaa, että suuraluetasolla esiintyy myös suurempia, esim. 10-20 hehtaarin uudistamisaloja. Kulotuksen teknisen toteutuksen kannalta suuremmat aukot ovat järkeviä.

Uudistamisalalla olevat luontaiset kasvatuskelpoiset taimiryhmät pyritään säilyttämään ja sulauttamaan uuden taimikon osaksi. Vanhasta puustosta jätetään korjaamatta kookkaat lehtipuut. Samoin hakkuussa säästetään kaikki lahoppuut, pökkelöt ja kolopuut, kookkaimmat ylispuuyksilöt sekä pensaat ja katajat. Lahoppuun määrää voidaan lisätä jättämällä uudistusalueelle 4-8 kpl/ha pitkiä kantoja (3-4 m). Hylkypölkkyjä kannattaa jättää lahoamaan 2-3 m<sup>3</sup>/ha.

Metsä uudistetaan luontaisesti aina kun siihen on edellytyksiä. Jako luontaiseen uudistamiseen ja viljelyyn ei ole enää selkeä, vaan yhä enemmän viljelyssä voidaan luottaa maanmuokkauksen ansiosta syntyvään runsaaseen luontaiseen taimiainekseen. Toisaalta luontaisen uudistamisen aloja on mahdollista täydentää istuttamalla. Kasvupaikan pienipiirteisen vaihtelun perusteella uudistamistapa voi siten olla harkinnan mukaan luontaisen uudistamisen ja viljelyn yhdistelmä.

## Metsän kasvatusta

Liiallisen lehtipuuston uhkaamat taimikot on perattava ajoissa. Perkauksessa poistetaan pääpuulajin taimia haittaavat, kasvupaikalle sopimattomat tai muuten vähäarvoiset puut. Tuoreilla ja sitä paremmilla kasvupaikoilla tavoitteena tulee kuitenkin olla sekametsärakenne.

Perkauksen yhteydessä taimikkoa ei harvenneta. Taimikon harvennus tähtää kasvatettavan puulajin ylitiheyden poistamiseen ja jäljelle jäävien taimien järeyskehityksen nopeuttamiseen. Luontaisesti syntyneessä taimikossa joudutaan kuitenkin lähes poikkeuksetta tekemään myös harvennus. Viljelytaimikoista harvennusta tarvitaan ennen kaikkea kylvömänniköissä, mutta myös istutusaloilla jos luontainen taimettuminen on runsasta.

Perkaus ja harvennus tehdään metsikössä parhaiden puiden hyväksi riippumatta siitä, ovatko ne syntyneet luontaisesti vai viljellen. Koivu-, raita- ja pihlajaryhmiä tulee jättää erityisesti sellaisiin aukkopaikkoihin, joissa ne eivät uhkaa pääpuulajin kehitystä. Tavoite on turvata muutamien näiden puulajien puiden varttuminen päätehakkuuvaiheeseen saakka, jolloin ne jäisivät jättöpuiksi palvelemaan monimuotoisuuden tarpeita.

Ensiharvennus tehdään valikoiden. Poistettaviksi valitaan puiden välisessä kilpailussa allejääviä, heikoimpia puita. Tarvittaessa poistetaan myös metsikön kookkaimpia, heikkolaatuisia puita. Varttuneet lehtipuut, kuten pihlaja ja raita pyritään säilyttämään. Sekametsissä pidetään sekapuustoinen rakenne.

Varttuneen metsän harvennuskertojen määrässä on runsaasti joustoa. Liiketaloudelliset näkökohdat puoltavat kuitenkin vain muutamia harvennuksia ennen uudistamisvaihetta. Lahopuun muodostuminen turvataan jättämällä korjaamatta sairaat, viottuneet tai pystyyn kuolleet puut. Muutama runko jää kuolemaan metsikköön lähes aina korjuuvaurioiden ja toipumisreaktioiden seurauksena, vaikka noudatettaisiin kuinka intensiivistä kasvatusohjelmaa tahansa.

Eri-ikäisrakenteisen metsän kasvatuksessa tarkoituksena on pyrkiä uudistamaan ja kasvattamaan metsää samanaikaisesti. Vaikein ongelma eri-ikäisrakenteisen metsän aikaansaamisessa ja ylläpidossa on metsän uudistuminen. Metsä pysyy jatkuvasti verraten sulkeutuneena, mutta jatkuvan uudistumisen aikaansaamiseksi puustoa on harvennettava niin, että se ei tavallisesti kykene hyödyntämään kasvupaikan puuntuotoskykyä täysimääräisesti. Eri-ikäisrakenteisen metsän kasvatuksessa ei päästä samaan taloudelliseen tulokseen kuin tasaikäisrakenteisessa metsässä.

Toistaiseksi ei ole olemassa riittävää tutkimuksellista perustetta erikäisrakenteen suositteliseksi, koska taimien uudistumisesta ja kasvusta pienaukoissa emopuuston alla ei ole riittävää tietoa. Yksittäisten puiden jättämissä aukoissa uudistuminen on vielä epävarmempaa. Lisäksi usein toistuvat poimintahakkuut ovat kalliita ja työläitä toteuttaa. Nykytiedon perusteella erikäisrakenteisen metsän hankkiminen on järkevintä maisemallisesti tärkeillä alueilla sekä karuilla kasvupaikoilla. Kasvupaikan karuudesta on seurauksena sulkeutumaton latvuskerros, joka helpottaa metsän jatkuvaa uudistumista.

### **Johtopäätöksiä**

Taloustmetsissä luonnonläheisyys saavutetaan noudattamalla metsänkasvatuksessa metsien luontaista kehitysrytmiä ja huolehtimalla siitä, että metsän rakenteeseen sisältyy tiettyjä metsien monimuotoisuuden kannalta tärkeitä tekijöitä. Niistä tärkeimpiä ovat sekapuustot, maahan kaatunut tai pystyssä oleva lahoava puuaineksi sekä palaneen puun esiintyminen metsissä.

Metsänkasvatusta ei pidä asettaa yhteen kaavaan, vaan tärkeintä on löytää oikea toimenpide oikeaan tilanteeseen. Metsien uudistamisessa ja metsikkökuvioiden rajaamisessa tulee noudattaa kasvivyhdyskuntien luonnollisia rajoja. Luontainen uudistaminen on suositeltavin uudistamismenetelmä. Pienialaisista avohakkuista luopumiselle ei ole metsien ekologiaan tai monimuotoisuuteen perustuvia syitä.

Kokonaisuutena metsänkasvatuksella voidaan olennaisesti vaikuttaa taloustmetsien monimuotoisuuden luonnonläheiseen kehittymiseen ilman, että puuntuotannosta jouduttaisiin kohtuuttomasti tinkimään. Luonnonläheisen metsähoidon toteutus johtaa nykyistä pitempiin kiertoaikoihin ja rakenteeltaan vaihtelevampiin metsiin. Ympäristö- ja monimuotoisuustekijät voidaan ottaa useimmissa tapauksissa huomioon ilman kohtuuttomia lisäkustannuksia.

### **Kirjallisuus**

- Parviainen, J. & Seppänen, P. 1994. Metsien ekologinen kestävyys ja metsänkasvatusvaihtoehdot. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 511. 110 s.
- Schmidt-Vogt, H. 1991. Die Fichte II/3. Parey Verlag. Hamburg - Berlin. 804 s.





## MONIMUOTOISUUS JA HAKKUUT

**Fred Kalland**

Tehdaspuu Oy, PL 139, 45101 Kouvola

Jos jakaa Suomen kahteen liki samankokoiseen osaan, Etelä-Suomessa tapahtuu 80 % puuston kasvusta ja alueella on 88 % maan väestöstä. Pohjois-Suomen metsistä valtio omistaa runsaat puolet, mutta Etelä-Suomen metsistä yksityiset omistavat 77 %. Yksityismetsien hakkuista metsäyhtiöt suorittavat noin 77 %. Tästä johtuu, että Etelä-Suomen metsien biodiversiteetti hoidetaan tai jäi hoitamatta firmojen työmailla yksityismetsissä missä isäntä päättää, yhdistys suunnittelee, yhtiö hakkaa ja lautakunta valvoo ja kouluttaa. Yksityismetsien ympäristönhoidossa on siis yhteisön paikka. Hienosäätö jää helposti suorittamatta.

Menneiden vuosikymmenien tehometsätalouden jäljet näkyvät puuston kohonneena kasvuna. Kohoavan kasvun tuloksena on mahdollisuudet lisääntyviin hakkuisiin ja runsaampiin kantorahatuloihin, yksityismetsissä ne ovat miljardiluokkaa. Heijastus metsätuotteiden vientituloihin lienee kuusinkertainen.

Metsätalous ei ole meillä aiheuttanut pysyvästi haitallista ekosysteemien toiminta romahtamista, kuten niin monilla alueilla muualla. Tästä maailman parhaasta metsätalouden tasosta on hyvä jatkaa yhdessä skandinaavien kanssa ilman paniikkia, kun kilpailijat ovat jääneet jo useita kierroksia.

Metsämiesten traditioihin on kuulunut kunnioittaa dokumentoitua tietoa riippumatta siitä, mikä taho on tiedon tuottanut. Uusi pätevä ekologinen tieto on siis jatkossa otettava huomioon toiminnassamme. Pätevän tiedon erottaminen tendenssimäisistä väitteistä on yhtä vaikeaa ekologisessa kuin puunkasvatuksessa, varsinkin kun jopa korkeat virkamiehet ja tohtoritkin joutuvat mielikuviansa vietäviksi. Tyylillemme uskollisina olemme hylänneet vääränrahantekijät - heidän joskus korkeistakin oppiarvoistaan huolimatta. Kenttämies joutuu selvittämään itselleen mitä maastossa pitää tehdä, eväät on oltava omissa repussa nyt niinkuin aina ennenkin.

Maastoon joutuvat sekä yhdistyksen leimikon suunnittelija että firman työnjohtaja. Siellä ei ikävä kyllä pärjää kaavamaisilla yleisohjeilla, vaan joutuu kysymään miksi ja vielä itse vastaamaan kysymykseensä. Vasta tällöin voidaan ympäristönhoito kohdentaa kussakin metsikössä tärkeämpään osaan, olkoon se sitten monimuotoisuus, vesiensuojelu tai maisema.

Metsätalouden kannattavuutta heikentävät kalliit ratkaisut eivät yleensä tule kysymykseen, eivätkä ole tarpeellisiakaan. Raaka-aineena vähäarvoiset puulajit ja lahoppuut löytävät arvonsa palstalle jätettynä.

Metsikkökohtainen käsittely saa kelvata kuten puuntuottamisessa tähänkin asti. Ajatukset valuma-aluekohtaisesta suunnittelusta ja ekologisesta aluesuunnittelusta ASIO-malleineen - Ruotsista tuotuja - olisi pitänyt pysäyttää tulliin. Eteläsuomalaiseen metsään ne eivät sovi.

## **KOKEMUKSIA MONIMUOTOISUUDEN HUOMIOONOTTAMISESTA METSÄSUUNNITTELUSSA**

**Asko Sippola**

Uudenmaan-Hämeen metsälautakunta, Larin Kyöstin tie 6, 00650 Helsinki

### **Johdanto**

Yksityismetsätaloudessa otetaan 1995 käyttöön uusi metsäsuunnittelu-järjestelmä, SOLMU. Järjestelmää on testattu käytännössä vuoden 1994 aikana. Tämän kirjoituksen pohjana ovat käytännön kokemukset uuden järjestelmän ensimmäisestä maastoversiosta monimuotoisuusasioiden kannalta. Järjestelmä kehittyi maastokauden edetessä ja lopullisessa muodossa oleva maastotalennusohjeisto saadaan huhtikuussa 1995. Metsäsuunnittelujärjestelmän uusiminen koettiin tarpeelliseksi muun muassa monimuotoisuusasioiden vuoksi ja tämä osa-alue korostuu SOLMUn tiedonkeruussa.

### **Monimuotoisuuden tavoitteet osana metsäsuunnittelua**

Metsäsuunnittelun päämääränä on nyt ja tulevaisuudessa metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen ja lisääminen taloudellista tulosta vähentämättä. Miten tämä onnistuu käytännössä? Mielestäni siihen on hyvät mahdollisuudet. Mikä voisi paremmin taata metsien monimuotoisuuden kuin suomalainen metsänomistaja? Koska metsien omistus Suomessa on keskittynyt yksityisille metsänomistajille, se takaa monipuoliset lähestymistavat metsänkäsittelyyn. Toisaalta pitkään jatkunut metsälautakuntien ja metsänhoitoyhdistysten tekemä tilakohtainen ja metsikkökuviointiin perustuva metsäsuunnittelu antaa vankan pohjan taloudellisen tuloksen lisäämiseen. Tilakohtaisesti metsäsuunnitelmat voivat poiketa toisistaan hyvinkin paljon. Metsäsuunnittelun painopiste voi vaihdella luonnonsuojelualueen puukohtaisesta suunnittelusta todelliseen puuntuotannolliseen tehokkuussuunnitteluun. Metsäsuunnittelijan tehtävänä on painotuksista huolimatta löytää luonnon kannalta arvokkaat alueet ja huomioida ne metsän käsittelyehtoksissa. Metsänomistajan ottaminen mukaan maastotyöhön pitää olla enemmän sääntö kuin poikkeus. Yleensä metsänomistaja tuntee oman metsänsä paremmin kuin kukaan muu, joten avainbiotooppien

etsintään ei kulu turhaan aikaa. Samalla metsäsuunnittelija voi perustella omat ehdotuksensa metsän käsittelylle. Jos käsittelyehdotuksissa on erimielisyyksiä, asiat voidaan sopia metsässä ja näin metsäsuunnitelmasta saadaan kerralla toteuttamiskelpoinen. Tällainen menettely lisää myös metsänomistajan sitoutumista metsäsuunnitelman toteuttamiseen.

### **Monimuotoisuuden luokittelu**

Metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta ja myös metsäsuunnittelijan kannalta ongelmana on käsitteistön selkeytymättömyys. Termit habitaatti, biodiversiteetti, avainbiotooppi jne. herättävät varmaan kunnioitusta asiaa kohtaan, mutta se ei riitä. Mikäli monimuotoisuuteen liittyvät asiat halutaan saada yleisesti ymmärretyksi, täytyy termistö ja luokittelu yhdenmukaistaa ainakin valtakunnan tasolla. Vaikea asia, mutta muuten monimuotoisuuden arviointi jää mielipidetasolle. Se riittää kyllä pienissä piireissä, mutta kuka ulkopuolinen uskoo meidän mielipiteitä, ellei niihin löydy perustelua. Käytännössä luokittelu helpottaisi tiedonkeruuta.

Kohteiden luokittelun helpottamiseksi käynnistettiin kesällä 1994 myös yksityismailla tutkimus monimuotoisuuden mittaamiseksi. Samanlainen tutkimus on käynnissä jo metsähallituksen mailla. Maastotutkimuksia varten perustettiin 12 neljännesnelökilometrin suuruista tutkimusaluetta monimuotoisuuden mittaamenetelmän testausta, indikaattorien valintaa ja alueen lajiston monimuotoisuuden tutkimista varten.

Monimuotoisuudella tarkoitetaan tässä tutkimuksessa lajiston- ja elinympäristön diversiteettiä. Tutkimusalueille perustettiin 48 havaintopistettä, joista tutkitaan lajiston monimuotoisuus ja luonnon rakennetekijät. Analysoimalla rakennetekijöiden ja monimuotoisuuden korrelaatiota saadaan selville monimuotoisuutta indikoivat rakennetekijät - monimuotoisuuden indikaattorit.

Metsäsuunnittelussa monimuotoisuus koostuu pienistä asioista. Tästä johtuen tiedonkeruu on vaikeutunut ja tietenkin hidastunut. Kun yrittää paikallistaa isotuppiammalen esiintymisaluetta ja miettii metsän käsittelyä sammalen näkökulmasta ja sen jälkeen laajentaa tajuntaa lähi- ja kaukomaisen huomioimiseen, aikaa kuluu..... Avainbiotooppien huomioiminen on paljon helpompaa, se onnistuu jo muutaman maastopäivän jälkeen. Tällä monimuotoisuustasolla saadaan paljon hyvää aikaan pienellä vaivalla. Kohteitten erottaminen omaksi kuvioksi onnistuu nykytekniikalla helposti. Näiden kohteiden ottaminen huomioon yleensä pienentää esim. uudistamiskustannuksia, joten käsittelyehdotuksiin löytyy hyviä perustelua. Lisäksi avainbiotooppien kattavalla

kartoituksella ja näitä kohteita säästämällä lisätään automaattisesti metsän eliölajien runsautta. Tähän asti metsäluonnon monimuotoisuus on ollut itsestäänselvyys, jota ei ole virallisesti otettu huomioon metsäsuunnittelussa tai metsän käsittelyssä. Epävirallisesti käytännön toimissa monimuotoisuutta on huomioitu, joskus olosuhteiden pakosta. Louhikkoa on vaikea metsittää. Metsäsuunnittelussa aikaisempi kiroilu pienipiirteisissä maastokohdissa on vaihtunut riemunkiljahduksiin uusien avainbiotooppien löytymisen myötä. Kesän 1994 kokemuksiin perustuen SOLMU:n monimuotoisuuskooditus ryhmiteltiin seuraaviin pääluokkiin:

- A. Käyttötarkoitus
- B. Luonnonmuistomerkit, kulttuuri- ja muinaisjäännökset
- C. Perinneympäristöt
- D. Muut elinympäristöt
- E. Maisema
- F. Muut erityispiirteet
- G. Metsän terveys
- H. Eläinkunta
- I. Kasvikunta

### **Yhteistyöllä hyviin tuloksiin**

Maastotyössä harvinaisten kasvi- ja eläinlajien tunnistaminen on metsäsuunnittelijalle mahdoton tehtävä. Avuksi täytyy saada muiden tieteenalojen ammattilaisia. Perusteellisia kartoituksia monimuotoisuuteen liittyvistä asioista vasta aloitellaan. Tietomäärän lisääntyessä monimuotoisuuden huomiointi tietenkin helpottuu, mutta ongelmaksi voi tulla tiedon hyödyntäminen metsänkäsittelyehdotuksiin asti. Tässä tarvitaan asennemuutosta. Tietoa ei kannata hankkia viranomais- eikä henkilötasolla pelkästään omaan tietopankkiin, vaan pyrkiä hyödyntämään sitä jollain keinoin. Tässä on ensiarvoisen tärkeää eri sidosryhmien välinen yhteistyö. Omat kokemukset yhteistyöstä ovat olleet pelkästään myönteisiä. Kesän projektiin liittyen yhteistyötä oli seuraavien sidosryhmien kanssa: Metsäkeskus Tapio, Lohjan metsänhoitoyhdistys, Maanmittaushallitus, Suomen ympäristökeskus, Museovirasto, Lohjan kunta, Lohjan museo ja FM-kartta.

## Monimuotoisuuden ilmaisu metsäsuunnittelussa

Uudessa suunnittelujärjestelmässä on varattu 9999 koodipaikkaa pelkästään metsän ja metsään liittyvien monimuotoisuustunnusten kuvaamiseen. Olemassa olevaan järjestelmään verrattuna lisäys on 100-kertainen. Tulevaisuus näyttää riittääkö tämäkään, vai joudutaanko kuvauskenttä tekemään viisinumeroiseksi. Maastotyössä on hankala kuljettaa mukanaan tällaista tuhansiin menevää koodiluetteloa yksittäisistä monimuotoisuuden tunnusmerkeistä. Yksilöityjä kasvi- ja eläinkunta, jne. koodeja voidaan kyllä käyttää, mutta niiden tiedostaminen maastotyövaiheessa on liian vaikeaa. Mikäli alueelta on valmista inventointitietoa, se pitäisi saada mukaan alueen valmisteluvaiheeseen. Kohteiden paikallistaminen kartalle toimistotyövaiheessa helpottaa kohteiden huomioimista myöhemmin maastossa. Ennakkotyövaihe tulee korostumaan uuden suunnittelujärjestelmän käyttöönoton myötä.

Seuraavassa listassa on kerrottu ne lähteet, joiden pohjalta SOLMUn monimuotoisuuskoodisto on rakennettu.

### Viite

|   |                           |
|---|---------------------------|
| TASOn maastotyöohje ja koodit (vanha suunnittelujärjestelmä)  |                           |
| Palaute metsälautakunnilta ja sidosryhmiltä                   |                           |
| Metsänhoitosuosituksset, Metsäkeskus Tapio                    | 1994                      |
| Käytännön metsätyypit   | Lehto & Leikola 1987      |
| Suotyypit   | Laine & Vasander 1990     |
| Metsänterveysopas   | Jukka (toim.) 1988        |
| Metsätuholaiset   | Nuorteva 1982             |
| Kauppasieniopas   | Härkönen ym. (toim.) 1992 |
| Kauppayrttiopas   | Hakala ym. (toim.) 1991   |
| Metsästyslaki   | 615/1993                  |
| Muinaismuistolaki   | 295/1963                  |
| Asetus eräiden kasvien rauhoittamisesta                       | 450/1992                  |
| Valtioneuvoston päätös erityisesti suojeltavista lajeista     | 519/1989                  |
| Asetus eräiden eläinlajien rauhoittamisesta                   | 492/1989                  |
| Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö | YM 1992                   |
| Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän mietintö              | MMM 1994                  |
| Metsätalouden ympäristöohjelma                                | MMM ja YM 1994            |
| Metsätalouden ympäristöopas                                   | MH 1993                   |
| Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen              | YM1994                    |
| Avainbiotooppityöryhmän muistio                               | 1994                      |

## Lopuksi

Tilakohtainen metsäsuunnittelu on Suomessa tällä hetkellä esimerkillisen kattavaa. Monimuotoisuuden lisäämiseksi ja hallitsemiseksi tämä ei todennäköisesti riitä, vaan tarvitaan aluetasolle menevää metsäsuunnittelua. Miten aluesuunnittelu toteutetaan ja kuka sen maksaa? Näistä asioista ei päätöksiä ole tehty. Metsälautakunnilla on valmis aluejako, joka perustuu yhden tai useamman kylän muodostamiin kokonaisuuksiin. Näitä metsäsuunnittelualueita yhdistämällä päästään hallitsemaan jo varsin suuria alueita. Käytännössä alueen maksimikoko rajoittuu metsälautakunnan rajoihin. Tässä on yksi ratkaisu aluesuunnittelun toteuttamiseksi. Suuraluetaso olisi myös hyvä kokonaisuus metsän kestävän käytön arviointiin ja mahdollisiin ekomerkkeihin.

Muutamiin kysymyksiin täytyy kuitenkin saada vastauksia ennenkuin kattavaa aineistoa intiimeistä avainbiotoopeista kerätään. Liikuttaessa yksityismailla on selvitettävä tietosuojalain vaikutukset tiedon keräämiseen ja mahdolliseen julkiseen käyttöön. Luonnonvaratietokannan rakentaminen on epävarmalla pohjalla, jos tietojen hyödyntämisaste jää yhtä huonoksi kuin tähän asti. Myös tuleva luonnonsuojelulaki saattaa vaikuttaa maanomistajien kiinnostukseen avainbiotooppien inventointiin. Mikäli asiat yritetään hoitaa pakottamalla ja rajoittamalla, ei tulevaisuus metsäluonnon monimuotoisuuden huomioimiseksi näytä valoisalta.

## Kirjallisuus

- Asetus eräiden eläinlajien rauhoittamisesta, 1989. Suomen säädöskokoelma I 492/1989. Helsinki.
- Asetus eräiden kasvien rauhoittamisesta, 1992. Suomen säädöskokoelma II 450/1992. Helsinki.
- Avainbiotooppityöryhmän muistio 1994. Metsäkeskus Tapio, Vesi- ja ympäristöhallitus & Skogskultur. Moniste. 21 s.
- Hakala, P., Mäkinen, Y., Suojanen, A., Vauras, J. & Vauras, R. 1991. Kaupparyhtiopas. 4. painos. Ammattikasvatushallitus. Valtion painatuskeskus. Helsinki. 72 s.
- Härkönen, M., Lahti, S., Mäkinen, Y. & Ulvinen, T. (toim.) 1992. Kauppasieniopas. 3. painos. Ammattikasvatushallitus. Valtion painatuskeskus. Helsinki. 65 s.

- Jukka, L. (toim.) 1988. Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka Oy, Helsinki. Vaasa. 168 s.
- Laine, J. & Vasander, H. 1990. Suotyypit. Karisto. Hämeenlinna. 80 s.
- Lehto, J. & Leikola, M. 1987. Käytännön metsätyypit. 4. painos. Kirjayhtymä Oy. Rauma. 96 s.
- Metsänhoitosuosituksien 1994. Luonnonläheinen metsänhoito. Metsäkeskus Tapio. Metsästyslaki 615/1993. Suomen laki I 1994. Lakimiesliiton kustannus. Helsinki. s. 1216-1226.
- Metsätalouden ympäristöohjelma 1994. Maa- ja metsätalousministeriö. Ympäristöministeriö. Helsinki. 30 s.
- Metsätalouden ympäristöopas 1993. Toim. Korhonen K.-M. Metsähallitus. Helsinki. 112 s.
- Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän mietintö 1994:3. Metsätalous ja ympäristö. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki. 100 s.
- Muinaismuistolaki 295/1963. Suomen laki I 1994. Lakimiesliiton kustannus. Helsinki. s. 1103-1105.
- Nuorteva, M. 1982. Metsätuholaiset. Kirjayhtymä. Rauma. 91 s.
- Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen 1994. Toim. Hautojärvi, S. Ympäristöministeriö. Helsinki. 90 s.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Toim. Rassi, P., Kaipiainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992. Komiteamietintö 1991:30. Ympäristöministeriö. Valtion painatuskeskus. Helsinki. 328 s.
- Valtioneuvoston päätös erityisesti suojeltavista lajeista, 1989. Suomen säädöskokoelma I 519/1989. Helsinki









ISBN 952-40-1456-1  
ISSN 0358-4283  
Helsinki 1995  
Yliopistopaino