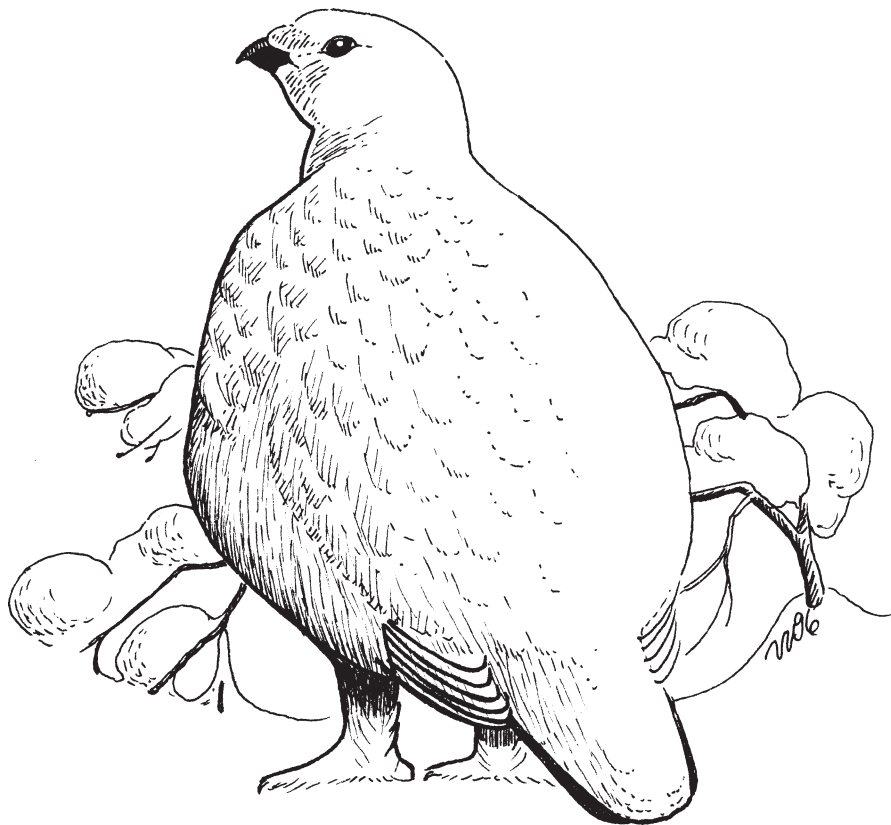




# Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana – Seminaari Tankavaarassa 4.–5.2.1997

Heikki Eeronheimo, Sinikka Jortikka ja Pekka Räinen (toim.)



Heikki Eeronheimo  
Metsähallitus  
Perä-Pohjolan luontopalvelut  
PL 8016  
96101 Rovaniemi  
heikki.eeronheimo@metsa.fi

Sinikka Jortikka  
Metsäntutkimuslaitos  
Rovaniemen tutkimusasema  
PL 16  
96301 Rovaniemi  
sinikka.jortikka@metla.fi

Pekka Räinen  
Lapin ympäristökeskus  
PL 8060  
96101 Rovaniemi  
pekka.raina@vyh.fi

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

ISSN 1235-6549  
ISBN 952-446-333-4 (nidottu)  
ISBN 952-446-334-2 (URL: <http://www.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/a134.pdf>)

Oy Edita Ab  
Helsinki 2001

Kansikuva: Talvipukuinen riekko. Venla Väisänen.



© Metsähallitus 2001

# KUVAILULEHTI

Julkaisija

Metsähallitus

Julkaisun päivämäärä

10.12.2001

Tekijät (toimielimestä: toimielimen nimi, puheenjohtaja, sihteeri)		Julkaisun laji	
Heikki Eeronheimo, Sinikka Jortikka ja Pekka Räinen (toim.)		Seminaarijulkaisu	
		Toimeksiantaja	
		Toimielimen asettamispvmm	
Julkaisun nimi			
Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana. Seminaari Tankavaarassa 4.-5.2.1997			
Julkaisun osat			
Tiivistelmä			
<p>Metsähallitus, Lapin ympäristökeskus ja Metsäntutkimuslaitos järjestivät Koilliskairan luontokeskuksessa Tankavaarassa 4.-5.2.1997 seminaarin 'Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana'. Seminaarin tavoitteena oli tehdä katsaus Suomessa tehtävään suojelubiologiseen ja luonnonsuojeluun liittyvään sosio-ekonomiseen tutkimukseen ja kartoittaa uusia tutkimustarpeita. Seminaarin tavoitteena oli myös vuorovaikutuksen lisääminen tutkijoiden ja tutkimustietoa tarvitsevien tahojen välillä.</p> <p>Seminaarin pääteemoina olivat luonnonsuojelualueiden käyttöä ja käytön suunnittelua sekä niiden hoitoa palveleva tutkimus, luonnon aineettomien arvojen huomioonottaminen luonnonsuojelussa ja luonnonsuojeluun liittyvät sosio-ekonomiset kysymykset sekä luonnonsuojelualueiden merkitys luonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä.</p> <p>Seminaarissa oli kolme kutsuttua esitelmöitsijää: luonnonsuojelujohtaja Ilkka Heikkinen ympäristöministeriöstä, luonnonsuojelujohtaja Rauno Väisänen Metsähallituksesta ja tutkimusjohtaja Matti Kärkkäinen Metsäntutkimuslaitoksesta. Muita esitelmiä pidettiin 23 ja postereita esiteltiin 15. Seminaariin osallistui lähes 100 alan johtavaa asiantuntijaa ja osaajaa etupäässä ympäristöministeriöstä, Metsähallituksesta, Suomen ympäristökeskuksesta, Metsäntutkimuslaitoksesta ja Lapin ympäristökeskuksesta sekä Oulun, Joensuun ja Helsingin yliopistoista.</p> <p>Julkaisuun on koottu lähes kaikki seminaarissa pidetyistä esityksistä kirjoitetut artikkelit tai esitysten lyhennelmät. Se tarjoaa läpileikkauksen 1990-luvun lopun luonnonsuojelualuetutkimuksesta.</p>			
Avainsanat			
luonnonsuojelualueet, luonnonsuojelubiologia, luonnonsuojelualueiden käyttö, luonnonsuojelualueiden hoito, luonnon monimuotoisuus, sosioekonomia, luonnon aineettomat arvot, tutkimus			
Muut tiedot			
Yhteisjulkaisu Metsähallituksen, Metsäntutkimuslaitoksen ja Lapin ympäristökeskuksen kanssa			
ISBN			
952-446-333-4 (nidottu)			
952-446-334-2 (www.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/a134.pdf)			
Sarjan nimi ja numero		ISSN	
Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja.Sarja A 134		1235-6549	
Kokonaissivumäärä	Kieli	Hinta	Luottamuksellisuus
215	suomi	15 euroa	julkinen
Jakaja		Kustantaja	
Metsähallitus, luonnonsuojelu		Metsähallitus	

## PRESENTATIONSBLAD

Utgivare Forststyrelsen		Utgivningsdatum 10.12.2001	
Författare (uppgifter om organet, organets namn, ordförande, sekreterare)  Heikki Eeronheimo, Sinikka Jortikka ja Pekka Räninä (red.)		Typ av publikation <b>Seminaripublikation</b>	
		Uppdragsgivare	
		Datum för tillsättandet av organet	
Publikation  Forskningen som vägledare för nyttjandet och skötseln av naturskyddsområden. Seminarium på Tankavaara 4.–5.2.1997			
Publikationens delar			
Referat  Den 4.–5.2.1997 arrangerade Forststyrelsen, Lapplands miljöcentral och Skogsforskningsinstitutet seminariet "Forskningen som vägledare för nyttjandet och skötseln av naturskyddsområden" i Koilliskaira naturums utrymmen på Tankavaara. Syftet med seminariet var att göra en översikt över den skyddsbiologiska och socioekonomiska forskning som bedrivs i Finland i anslutning till naturskyddet, samt att kartlägga behovet av ny forskning. Seminariet hade även som mål att öka växelverkan mellan forskare och aktörer som behöver på forskning grundad information.  Huvudteman för seminariet var nyttjandet av naturskyddsområden och planering av detta nyttjande samt forskning som betjänar skötseln av skyddsområden. Ytterligare behandlades beaktande av naturens immateriella värden i naturskyddet, socioekonomiska frågor i anslutning till naturskyddet och naturskyddets betydelse för bevarandet av mångfalden i naturen.  I seminariet deltog tre inbjudna föreläsare: naturskyddsdirektör Ilkka Heikkinen från miljöministeriet, naturskyddsdirektör Rauno Väisänen från Forststyrelsen och forskningsdirektör Matti Kärkkäinen från skogsforskningsinstitutet. Därtill hölls ytterligare 23 föreläsningar samt presenterades 15 postrar. I seminariet deltog närmare 100 ledande sakkunniga och specialister inom området, främst från miljöministeriet, Forststyrelsen, Finlands miljöcentral, skogsforskningsinstitutet och Lapplands miljöcentral samt från Uleåborgs, Joensuu och Helsingfors universitet.  Föreliggande publikation omfattar en sammanställning av s.g.s alla artiklar eller sammandrag som skrivits i anslutning till de föredrag som hölls under seminariet. Publikationen erbjuder därmed ett tvärsnitt av den forskning gällande naturskyddsområden som bedrivits under slutet av 1990-talet.			
Nyckelord naturskyddsområden, naturskyddsbiologi, nyttjande av naturskyddsområden, skötsel av naturskyddsområden, mångfalden i naturen, socioekonomi, immateriella värden i naturen, forskning			
Övriga uppgifter Gemensam publikation för Forststyrelsen, Skogsforskningsinstitutet och Lapplands miljöcentral.			
ISBN 952-446-333-4 (häftad) 952-446-334-2 (www.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/a134.pdf)			
Seriens namn och nummer Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 134		ISSN 1235-6549	
Sidoantal 215	Språk finska	Pris 15 euro	Sekretessgrad offentlig
Distribution  Forststyrelsen, naturskydd		Förlag  Forststyrelsen	

# SISÄLLYS

1	JOHDANTO.....	7
2	SUOJELUALUEIDEN KÄYTTÖÄ JA HOITOA PALVELEVA TUTKIMUS ....	8
2.1	Luonnonsuojelualueet ja luonnonsuojeluohjelmat <i>Ilkka Heikkinen</i> .....	8
2.2	Metsähallituksen tutkimustarpeet luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi <i>Rauno Väisänen</i> .....	16
2.3	Metsäntutkimuslaitoksen suojelualueiden käyttö tutkimuksessa <i>Matti Kärkkäinen</i> .....	20
2.4	Luonnonsuojelualueiden tutkimuksen ja hoidon vuorovaikutus <i>Anna-Liisa Sippola ja Jarkko Saarinen</i> .....	21
2.5	Millaisia tutkimuksia tarvitaan luonnonsuojelualueiden suunnittelun ja päätöksenteon pohjaksi – Kilpisjärven, Saariselän ja Ylläksen kokemuksiin perustuva näkökulma <i>Tapani Tasanen</i> .....	31
2.6	Luonnonsuojelualueet ja niiden henkilöstö tutkimuksen tukena <i>Risto Savolainen</i> .....	39
2.7	Luonnonläheinen metsien käsittely suojelualueiden hoidossa <i>Erkki Lähde ja Yrjö Norokorpi</i> .....	41
2.8	Alueellinen metsäpalohistoria – perustietoa luonnonsuojelualueiden hoidon suunnittelulle <i>Hannu Lehtonen</i> .....	46
2.9	Luonnonpuistojen suojelutilanne <i>Eero Kakkuri ja Eino Piri</i> .....	52
2.10	Vätsärin erämaan puustot ja niiden kehitys <i>Tapio Tynys</i> .....	59
2.11	Aluekohtaisten kävijätietojen standardisoiminen <i>Tuija Sievänen</i> .....	63
2.12	Metsän monimuotoisuuden hoito <i>Erkki Lähde ja Yrjö Norokorpi</i> .....	68
2.13	Suomen erämaat <i>Liisa Kajala ja Tapio Tynys</i> .....	76
2.14	Pöyrisjärven erämaa <i>Liisa Kajala ja Arvo Olli</i> .....	81
2.15	Saariselän ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontomatkailu: matkailijamäärien arviointi <i>Jarkko Saarinen</i> .....	84
2.16	Tutkimuksen, suojelun ja virkistyskäytön yhteensovittaminen Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa <i>Lasse Lovén ja Sinikka Jortikka</i> .....	90
3	LUONNONSUOJELUN SOSIOEKONOMISET KYSYMYKSET JA LUONNON AINEETTOMAT ARVOT.....	94
3.1	Biodiversiteetin taloudellinen arvo <i>Mikko Mönkkönen</i> .....	94
3.2	Suojelualueiden virkistyskäyttö: taloudellisen tutkimuksen näkökulmia <i>Ville Ovaskainen ja Paula Horne</i> .....	101
3.3	Virkistysarvot luonnonsuojelualueiden hoidossa <i>Eeva Karjalainen</i> ...	109
3.4	Metsien suojelun hyötyjen taloudellinen tarkastelu <i>Paula Horne ja Ville Ovaskainen</i> .....	115
3.5	Luonnonsuojelualueen metsämaisema matkailun vetovoimatekijänä <i>Lasse Lovén</i> .....	122
3.6	Luonnonsuojelu ja metsäsektorin hiilibudjetti <i>Heikki Seppälä</i> .....	128
4	LUONNON MONIMUOTOISUUDEN TUTKIMUS.....	136
4.1	Luonnontilaisten metsien kehitys – seurantakoealaverkosto monipuolista metsäekosysteemitutkimusta varten <i>Martti Varmola, Antti Isomäki ja Pentti Niemistö</i> .....	136
4.2	Saimaannorpan suojelu ja tutkimus <i>Tero Sipilä</i> .....	145

4.3	Biotooppikartoituksen menetelmä ja biotooppien luokittelu <i>Heikki Eeronheimo</i> .....	157
4.4	Monimuotoisuuden mittaaminen osana alue-ekologista metsä- suunnittelua <i>Paula Siitonen</i> .....	163
4.5	Puusto metsän monimuotoisuuden perustana <i>Yrjö Norokorpi,</i> <i>Erkki Lähde, Olavi Laiho ja Timo Saksa</i> .....	165
4.6	Suojelualan koon vaikutus lintujen lajimäärään ja populaatio- tiheyteen <i>Raimo Virkkala ja Ari Rajasärkkä</i> .....	172
4.7	Punamyyrä ( <i>Clethrionomys rutilus</i> ), Pohjois-Lapin vanhojen metsien indikaattori <i>Heikki Henttonen</i> .....	177
4.8	Männyn taimiminen tuulenkaatojen juuristokuopissa Urho Kekkonen kansallispuistossa <i>Heikki Kauhanen</i> .....	183
4.9	Pisavaaran luonnonpuiston puusto- ja kasvillisuuskartoitus <i>Timo Penttilä, Heikki Eeronheimo, Sointu Nevala ja Matti Siipola</i> .....	188
4.10	Suoluonnon pirstoutuminen Suomenselällä <i>Kaisu Aapala ja Tapio</i> <i>Lindholm</i> .....	195
4.11	Lettorikon ja tikankontin uhanalaisuudesta ja kasvupaikka- ekologiasta <i>Lauri Erävuori</i> .....	198
4.12	Turjanhorsma ( <i>Epilobium laestadii</i> Kytöv.) ja sen tutkimus <i>Jyrki Määttä</i> .....	205
5	SEMINAARIN YHTEENVETO.....	209
5.1	Tutkimus luonnonsuojelualan käytön ja hoidon suuntaajana: Tankavaaran seminaarin yhteenveto <i>Rauno Väisänen</i> .....	209
LIITTEET		
	Liite 1 Kirjoittajien yhteystiedot .....	213

# 1 JOHDANTO

Metsähallituksen Perä-Pohjolan puistoalue (nykyisin Perä-Pohjolan luontopalvelut), Lapin ympäristökeskus ja Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasema järjestivät Koilliskairan luontokeskuksessa Tankavaarassa 4.–5.2.1997 seminaarin ”Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana”. Seminaarin tavoitteena oli luoda katsaus Suomessa tehtävään suojelubiologiseen ja luonnonsuojeluun liittyvään sosio-ekonomiseen tutkimukseen ja kartoittaa uusia tutkimustarpeita. Seminaarin tavoitteena oli myös vuorovaikutuksen lisääminen tutkijoiden ja tutkimustietoa tarvitsevien tahojen välillä.

Seminaarin pääteemoina olivat luonnonsuojelualueiden käyttöä ja käytön suunnittelua sekä niiden hoitoa palveleva tutkimus, luonnon aineettomien arvojen huomioonottaminen luonnonsuojelussa ja luonnonsuojeluun liittyvät sosio-ekonomiset kysymykset sekä luonnonsuojelualueiden merkitys luonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä.

Seminaarin järjestelytoimikuntaan kuuluivat Eero Tikkanen (pj.), Pentti Sepponen (vpj.), Yrjö Karjalainen, Timo Penttilä, Pekka Räinen ja Arja Vasama. Seminaarin käytännön järjestelyistä Tankavaarassa vastasi suurelta osin Metsähallituksen Perä-Pohjolan luontopalvelut.

Seminaarissa oli kolme kutsuttua esitelmöitsijää: luonnonsuojelujohtaja Ilkka Heikkinen ympäristöministeriöstä, luonnonsuojelujohtaja Rauno Väisänen Metsähallituksesta ja tutkimusjohtaja Matti Kärkkäinen Metsäntutkimuslaitoksesta. Muita esitelmiä pidettiin 23 ja postereita esiteltiin 15. Seminaariin osallistui lähes 100 alan johtavaa asiantuntijaa ja osajaa etupäässä ympäristöministeriöstä, Metsähallituksesta, Suomen ympäristökeskuksesta, Metsäntutkimuslaitoksesta ja Lapin ympäristökeskuksesta sekä Oulun, Joensuun ja Helsingin yliopistoista.

Tämän julkaisun tarkoituksena on esitellä läpileikkaus 1990-luvun lopun luonnonsuojelualuetutkimuksesta. Julkaisuun on koottu lähes kaikki seminaarissa pidetyistä esityksistä kirjoitetut artikkelit tai esitysten lyhennelmät. Vaikka seminaarista on kulunut jo muutama vuosi, artikkeleissa on edelleen tietty ajan-kohtaisuus. Artikkelit on ryhmitelty seminaarin teemojen mukaan kolmeen ryhmään. Kirjoittajien yhteystiedot ovat liitteessä 1.

Artikkeleiden toimitustyöstä on vastannut toimituskunta, johon ovat kuuluneet Heikki Eeronheimo Metsähallituksen Perä-Pohjolan luontopalveluista, Sinikka Jortikka Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasemalta ja Pekka Räinen Lapin ympäristökeskuksesta.

## 2 SUOJELUALUEIDEN KÄYTTÖÄ JA HOITOA PALVELEVA TUTKIMUS

### 2.1 Luonnonsuojelualueet ja luonnonsuojeluohjelmat

Ilkka Heikkinen  
Ympäristöministeriö

#### 2.1.1 Luonnonsuojelualueiden kehitys 1970-luvulle saakka

Suomen luonnonsuojelualuejärjestelmän historia juontaa juurensa 1800-luvun lopulle, jolloin luonnonsuojelun aatteellinen kehitys kytkeytyi läheisesti kansalliseen itsenäistymispyrkimykseen. Myös johtavien biologien, maantieteilijöiden ja metsänhoitajien tieteellisin perustein tekemät aloitteet olivat tällöin tärkeitä. Luonnonsuojelualueiden perustamisesta tehtiin useita aloitteita: 1880 A. E Nordenskiöld, 1881 Evon metsäopiston johtaja Anton Gabriel Blomqvist, 1891 tohtori Ragnar Hult, 1898 Societas pro Fauna et Flora Fennica sekä 1910 suojametsäkomissioni. Ensimmäinen valtionmaiden luonnonsuojelualue perustettiin vuonna 1916 Mallatunturin alueelle. Suojelun piiriin tulivat myös Imatran, Punkaharjun, Kolin ja Pyhä-Häkin alueet, jotka Imatraa lukuun ottamatta ovat edelleen luonnonsuojelun piirissä.

Itsenäisen Suomen ensimmäisiin lainsäädäntöhankkeisiin kuului vastikään kokonaan uudistettu luonnonsuojelulaki, jonka eduskuntakäsittelyn yhteydessä tuli esiin kansallispuistojen perustaminen. Tehtävä annettiin Metsähallitukselle, jonka toimeksiannosta professori Kaarlo Linkola teki vuonna 1926 ensimmäisen suomalaisen "luonnonsuojeluohjelman": ehdotuksen Oulankajoen, Kutsajoen, Pyhätunturin, Pisavaaran, Pallas-Ounastunturin, Mallan, Pääskyspahdan ja Heinäsaarten suojelualueista. Monien vaiheiden jälkeen, vasta vuonna 1938 annettiin laki eräiden luonnonsuojelualueiden perustamisesta valtionmaille. Tällöin perustettiin Pyhätunturin, Pallas-Ounastunturin, Heinäsaarten ja Porkkalan kansallispuistot sekä Pisavaaran, Kutsan, Mallan, Pääskyspahdan, Pummangin ja Hiisjärven luonnonpuistot. Sotaa seuranneissa alueluovutuksissa menetettiin näistä suojelualueista viisi. Porkkalan kansallispuisto lakkautettiin Neuvostoliiton vuokra-ajan jälkeen.

Vuonna 1950 asetettu kansallispuistokomitea jätti mietintönsä vuonna 1952. Laki eräiden uusien luonnonsuojelualueiden perustamisesta valtion maille annettiin vuonna 1956. Uusia suojelualueita olivat Liesjärven, Linnansaaren, Pyhä-Häkin, Petkeljärven, Rokuan, Oulangan ja Lemmenjoen kansallispuistot sekä Jussarön, Vaskijärven, Sinivuoren, Vesijaon, Häädetkeitaan, Salamanperän, Ulvinsalon, Paljakan, Runkauksen, Maltion, Sompion ja Kevon luonnonpuistot. Vuonna 1964 perustettiin Karkalin luonnonpuisto ja Lemmenjoen kansallispuistoa laajennettiin vuonna 1971. Kun kansallispuistokomitean mietintö vuonna 1976 valmistui, oli luonnonsuojelualueverkko varsin vaatimaton: luonnonpuistoja oli 15,



kansallispuistoja 9 ja muita luonnonsuojelualueita 258. Luonnonsuojelualueita oli yhteensä 282, ja niiden maapinta-ala oli 331 649 hehtaaria.

1960-luvulta alkaen luonnonsuojelu sai yhä enemmän huomiota, mikä ilmeni muun muassa luonnonsuojelualueita koskevien ohjelmien ja suunnitelmien laatimisena. Suomen Luonnonsuojeluyhdistys, Suoseura, Luonnonsuojeluvuoden 1970 neuvottelukunta, Metsähallituksen asettama Koilliskairatoimikunta, Ympäristönsuojelun neuvottelukunta, Kansainvälinen biologinen ohjelma (IBP), pohjoismaiden luonnonsuojeluviranomaiset, Pielisen-Koitajoen aluekomitea, Saaristomeren kansallispuistokomitea ja Suomen Akatemian Kansallispuistoprojekti tuottivat merkittävän pohja-aineiston, jonka perinpohjainen käsittely tapahtui vuonna 1974 asetetussa kansallispuistokomiteassa. Mietintö luovutettiin valtioneuvostolle 27.10.1976.

Kansallispuistokomitean mietinnössä kiteytyivät tuon aikaiset käsitykset luonnonsuojelualueiden päämääristä sekä uusien suojelualueiden perustamistavoitteista: luonnonsuojelutavoitteet, kulttuuriset tavoitteet ja ihmisten toimeentulon turvaamiseen liittyvät tavoitteet. Luonnonsuojelualueiden valinta- ja rajausperiaatteet perustuivat voimakkaasti alueellisen edustavuuden käsitteeseen. Myös maisema-ekologiset näkökohdat, kuten maisemakokonaisuudet, ehjät valuma-alueet ja ekologinen reunavaikutus, otettiin huomioon. Komitea ei tyytynyt esittämään vain luonnontilaisia alueita vaan totesi, että kansallispuistoalueilla olevat käsitellyt osat kehittyvät vähitellen luontaisen metsäsukcession ansiosta luonnomukaisiksi. Aluekuvauksista ilmenee, että myös ajatukset luonnon ennallistamisesta olivat jo tuolloin taustalla.

Komitea ehdotti uutta luonnonsuojelualuetyyppiä – luonnonsäästiötä. Luonnonsäästiö olisi voitu perustaa sekä valtion että yksityisten omistamalle maalle. Se olisi ollut yleisnimitys muista luonnonsuojelualueista kuin luonnonpuistoista ja kansallispuistoista. Luonnonsäästiö-nimike ei tuolloin saavuttanut suosiota, mutta pulpahti kylläkin esiin luonnonsuojelulain uudistuksen yhteydessä kaksikymmentä vuotta myöhemmin – eri syistä ja eri merkityksellä, mutta samanlaisin tuloksin.

Kansallispuistokomitean mietinnön suurin ansio oli kuitenkin itse esitys. Komitea esitti 42 uuden kansallispuiston ja 16 uuden luonnonpuiston perustamista sekä 9 kansallispuiston ja 16 luonnonpuiston laajentamista – kaikkiaan 1 160 990 hehtaaria uusia suojelualueita. Lisäksi komiteanmietinnön liitteenä oli luettelo luonnonsäästiöiksi soveltuvista alueista. Komiteanmietinnön vastaanotto oli varsin myrskyisä. Mietinnöstä saatujen lausuntojen perusteella maa- ja metsätalousministeriössä laadittiin esitys valtioneuvoston periaatepäätökseksi, jonka valtioneuvosto teki 24.2.1978. Tämä päätöksentekomenettely vakiintui sittemmin luonnonsuojelusuunnitteluun.

Kansallispuistokomitea käytti alueiden suojeluarvoa pohtiessaan karkeata pisteytysmenetelmää. Komitean ehdotuksista jätettiin periaatepäätöksen ulkopuolelle useita komitean erittäin arvokkaina pitämiä alueita. Tällaisia ovat esimerkiksi (suluissa arvoluokituksen pistemäärä ja arvojärjestystä kuvaava sijoitus):

Oulangan kansallispuiston laajennus (44, 1.), Ylläs-Pallaksen kansallispuisto (40, 2.), Koilliskairan kansallispuisto (40, 2.), Kolin kansallispuisto (38, 4.) Ruunaan kansallispuisto (38, 4.), Koloveden kansallispuisto (38, 4.) ja Pihlajaveden kansallispuisto (38, 4.).

Kaksikymmentä vuotta sitten ei ollut poliittista valmiutta kansallispuistokomitean mietinnön laajaan toimeenpanoon. Ei kuitenkaan ole syytä vähätellä tehtyä periaatepäätöstä rankasta ja luonnonsuojelun kannalta erikoisesti painottuneesta karsinnasta huolimatta. Luonnonsuojelun myöhempi kehitys on osoittanut, että yhtäältä kansallis- ja luonnonpuistotasojen suojelualueiden muodostamiseen sisältyy huomattavia taloudellisia rajoituksia ja toisaalta monien alueiden suojeluarvot on voitu turvata, vaikkakin hyvin vaivalloisten vaiheiden jälkeen. Valtioneuvoston periaatepäätös kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämisohjelmasta toteutuu kansallispuistojen osalta tänä vuonna, kun laki Kurjenrahkan kansallispuistosta käsitellään eduskunnassa. Seilin ja Koitelaiskairan luonnonpuistojen tilanne on vielä avoin. On myös osoittautunut, että kansallispuistojen hoidon ja käytön vaatimat määrärahat ovat rajalliset. Komitean esitystä vähäisimpienkin kansallispuistojen ylläpito sekä käyttäjille tarkoitettujen palveluiden tuottaminen tehdään jatkuvassa niukkuudessa.

### ***2.1.2 Luonnonsuojeluohjelmat***

Kansallispuistokomitean mietinnön käsittelyn yhteydessä muotoutui valtioneuvoston periaatepäätös menettely, jota noudatettiin sittemmin luonnonsuojelusuunnitelmissa: soidensuojelun perusohjelma 1979 ja 1981, lintuvesiensuojeluohjelma 1982, harjijensuojeluohjelma 1984 (toteutuu maa-aineslain lupamenettelyssä), lehtojensuojeluohjelma 1989, rantojensuojeluohjelma 1990 ja vanhojen metsien suojeluohjelma 1996.

Suojeluohjelmat perustuvat asiantuntijatyöryhmien valmisteluun, jossa on tehty kyseisen luonnontyyppin koko maata koskeva suojelun tarpeen ja tavoitteiden arviointi, suojeltavaksi soveltuvien alueiden määrittely sekä suojelun toteuttamista koskevien tavoitteiden määrittely. Työryhmien esityksistä on kuultu vaihtelevilla menettelyillä. Ensimmäisten suojeluohjelmien valmistelun aikaan toimittiin ”parhaaksi katsotulla tavalla”. Myöhemmin hallintomenettelylaki ja sen soveltamista koskevat oikeustapaukset ovat tarkentaneet menettelytapoja. Päätöksenteko on perustunut valtioneuvoston yleiseen toimivaltaan ilman tarkempia säädöksiä. Nämä menettelyyn liittyvät seikat ovat aiheuttaneet ajoittain hyvin voimakasta tyytymättömyyttä erityisesti maanomistajien keskuudessa. Kun vielä lisäksi suojeluohjelmien toimeenpanoon varatut valtion määrärahat ovat vuodesta toiseen laahanneet jäljessä, on arvosteluun ollut aihettakin.

Luonnonsuojeluohjelmien alueiden suojeluarvojen turvaamisessa on voitu käyttää varsin kovia keinoja silloin, kun valtion ja yksittäisen maanomistajan intressit ovat törmänneet. Toimenpidekiellot ja lunastukset ovat olleet normaali osa luonnonsuojelun arkipäivää.

Luonnonsuojeluohjelmien vaikutukset muiden valtion viranomaisten ja kuntien toimintaan ovat olleet kohtalaisen voimakkaita, kun otetaan huomioon niiden säädöstausta. Valtioneuvoston kerran määrittelemä tahto on yleensä kestänyt kovissakin paineissa, vaikka hallitukset ovat välillä vaihtuneet useaan kertaan. Esimerkiksi seutukaavoituksessa luonnonsuojeluohjelmat voitiin turvata mm. sillä perusteella, että ne ovat "valtakunnansuunnittelua", joihin kaavojen tulee lain mukaan sopeutua.

Huolimatta siitä, että suojeluohjelmamenettelyllä saavutettiin tuloksia, oli luonnonsuojelulain uudistaminen tältä osin todella tärkeätä. Saattaa olla niinkin, että tulokset olisivat olleet vielä loistavampia, jos poliittinen päätöksenteko olisi aikaisemmin ollut valmis uudistamaan lakia tehtyjen esitysten pohjalta. Ikävä puoli asiassa on, että väistämättä on syntynyt paljon katkeruutta, luonnonsuojeluhallintoon kohdistuvaa epäluottamusta ja aivan varmasti myös yksilöllisiä ongelmia. Asenneilmaston muuttamiseen tarvitaan pitkä aika.

Jos asiaa taas arvioidaan pelkkien tulosten perusteella, on luonnonsuojeluohjelmien kausi ollut varsinaista voittokulkua. Taustalla on tietysti yhteiskunnallisen ilmapiirin yleinen kehitys ja jossain määrin taloudellisten olosuhteidenkin väljentyminen. Luonnonsuojelu on yksinkertaisesti saanut sille kuuluvan poliittisen painoarvon. Toiselta puolen on varmasti suuri ansio sillä rohkealla, jopa uhkarohkeallakin tavalla, jolla luonnonsuojeluasioita on Suomessa edistetty. Suojelusuunnittelussa on mahdollisuuksien rajoissa pidetty tiukasti kiinni luonnontieteellisistä lähtökohdista ja myös poliittiset karsintatarpeet on voitu yleensä suunnata suojeluarvoiltaan vähämerkityksellisempiin kohteisiin. Kansallispuistokomitean mietinnön kohtalo ei ole toistunut.

Monet kansallispuistokomitean esittämistä luonnonsuojelualueista päätettiin toteuttaa tapaus tapaukselta, kuten Urho Kekkosen kansallispuisto, Itäisen Suomenlahden kansallispuisto ja Oulangan kansallispuiston laajennus. Osa alueista taas sisältyi rajauksiltaan vähän muuntuneina muihin suojeluohjelmiin. Yksi tärkeimmistä kokoavista päätöksistä, joka sai kansallispuistokomitean "raakit" liikkeelle, oli valtioneuvoston selonteko eduskunnalle ympäristönsuojelusta vuodelta 1984. Se oli tavallaan uuden ympäristöministeriön kattava ohjelmajulistus, jonka hallitus saattoi parlamentaariseen käsittelyyn saakka. Selonteossa mainittuja selvitetäviä asioita olivat Ruunaan, Koloveden, Kolin, Ison-Syötteen ja Raatevaaran, Ylläksen, Punkaharjun, Martinselkosen, Pernunnummen ja Kerityn, Kelveneren ja Telkkämäen alueiden suojelutarve ja -tapa sekä Oulangan, Pallas-Ounastunturin ja Seitsemisen kansallispuistojen laajentamismahdollisuudet.

Luonnonsuojelualueiden järjestelmää tukevat hyvin merkittävästi harjijensuojeluohjelman alueet, joiden geologiset arvot turvataan maa-aineslain mukaisessa lupamenettelyssä, koskiensuojelulla uuden voimalaitoksen rakentamiselta suojellut vesistöt sekä erämaailloilla suojellut erämaat.

Luonnonsuojelulain uudistus tuo luonnonsuojelusuunnittelulle vankan säädöspohjan. Emme voi vielä ennakoida, mitä tarpeita nousee esiin ensi vuosituhanella, vaikka tällä hetkellä suurin osa ”massasta” näyttäisikin olevan koossa.

Luonnonsuojeluohjelmien toimeenpanon määrärahoista tehdyt hallituksen päätökset merkitsevät, että suojelualueiden hankintaan tai maanomistajille maksettaviin korvauksiin on riittävät varat ja että suojeluohjelmien toteuttaminen saadaan valmiiksi kohtuullisessa ajassa. Suurin epävarmuuden aihe on siis poistettu ja voimme suhteellisen luottavaisin mielin alkaa tarkastella, mihin on tultu.

### *2.1.3 Luonnonsuojelualuejärjestelmän koko kuva hahmottuu*

Kun Kurjenrahkan kansallispuisto on perustettu, on Suomessa 32 kansallispuistoa ja 19 luonnonpuistoa. Kun luonnonsuojeluohjelmat on toteutettu, ylittää luonnonsuojelualueiden ja erämaa-alueiden yhteispinta-ala 3 miljoonaa hehtaaria. Luonnonsuojeluohjelmiin perustuva luonnonsuojelualueiden verkosto alkaa hahmottua.

Havainnollisen kuvan tulevasta suojelutilanteesta saa karttatarkastelulla. Vaikka suojelualueiden määrä ja pinta-ala on vahvasti painottunut Pohjois-Suomeen, erityisesti Metsä- ja Tunturi-Lappiin, merkitsee luonnonsuojeluohjelmien toimeenpano melkoista vyörytystä myös Etelä-Suomeen. Yleispiirteisen kartan heikkoutena on kuitenkin, ettei se anna oikeata kuvaa alueiden pinta-alaosuuksista eikä etenäkään siitä, miten eri luontotyytit ovat edustettuina, eri lajien esiintymispaikoista puhumattakaan.

Suomen liittyminen Euroopan unioniin merkitsi tietynlaista ajolähtöä – yhteisön Natura 2000 -ohjelman laatimista koskevat velvoitteet käynnistivät hyvin nopean prosessin, joka edellyttää koko luonnonsuojelualuejärjestelmän läpikäyntiä uudesta näkökulmasta. On laadittava ohjelma, jossa Suomi tuo esiin oman osuutensa vielä kovin hahmottumattomasta eurooppalaisesta suojelutavoitteesta. Jos aikaa olisi ollut enemmän ja jos valmiutemme olisivat olleet paremmat, tätä tilaisuutta olisi voitu käyttää vielä nykyistä paremmin koko suojelualueverkoston arviointiin ja suojelutavoitteiden tärkeysjärjestyksen laatimiseen. Koska mahdollisuudet näissä suhteissa ovat rajoitetut, on tyydyttävä pitämään Natura 2000 -ohjelmaa kokonaistarkastelun ensimmäisenä vaiheena.

Natura 2000 -ohjelma ei ole lopullinen ratkaisu siinä mielessä, että se osoittaisi luonnonsuojelun kaikki aluetavoitteet. Pikemminkin se parhaimmillaan kuorii kerman päältä niistä saavutuksista, jotka luonnonsuojelun vuosisata on pystynyt aikaansaamaan. On vielä epäselvää, kuinka laajaa ohjelmaa valtioneuvosto aikanaan on valmis esittämään komissiolle. Ympäristöhallinnon valmistelussa on kuitenkin lähdetty siitä, että nykyinen suojelualueverkostomme voidaan hyvin suurelta osaltaan sisällyttää ehdotukseen. Lisäksi voidaan esittää jonkin verran täydentäviä alueita, joista monet tukevat luonnonsuojelun tavoitteita, vaikka niitä ei koskaan ole tarkoitus perustaa luonnonsuojelualueiksi.

Natura 2000 -ohjelmasta muodostuisi näin näyteikkuna Suomen luontoon ja suomalaiseen luonnonsuojeluun. Tällaisella näyteikkunalla voidaan nähdä muitakin tavoitteita kuin pelkästään luontotyyppien ja eliölajien suotuisan suojelun tason turvaaminen. Osaltaan se kertoo kansakunnan tahdosta ja valmiudesta kantaa vastuuta luonnonarvoista. Paljolti uusiutuvien luonnonvarojen käytöstä riippuvaiselle maalle tällaisella maineella voi olla suurta merkitystä.

Natura 2000 -ohjelman valmistelu on antanut myös joitakin merkkejä siitä, että luonnonsuojelualuejärjestelmämme kaipaa vielä tarkistamista ja täydentämistä. Toisaalta se on myös tuonut esiin ajatuksia luonnonvarojen käytön sopeuttamisesta luonnonsuojelullisiin päämääriin, mihin muun muassa uudistuneet metsälait antavat uusia mahdollisuuksia. Mielestäni tässä tilanteessa olemme pakotettuja huolehtimaan ohjelman ripeästi läpiviennistä, mutta samalla on viisasta kirjata ylös myös kriittisiä havaintoja, puutteita ja kehittämisajatuksia vastaisen varalle.

#### ***2.1.4 Edustavuuden kokonaistarkastelu ja lajien uhanalaisuuden tarkistaminen***

Ympäristöministeriö, Suomen ympäristökeskus, Metsähallitus ja Metsätutkimuslaitos ovat parhaillaan kokoamassa voimiaan uuteen tutkimushankkeeseen, jossa on tarkoitus ottaa koko luonnonsuojelualuejärjestelmä ikään kuin leikkauspöydälle. Tarvitsemme ”kliinistä” tarkastelua, jolla arvioidaan suojelualueverkoston edustavuutta ja toimivuutta useasta eri näkökulmasta. Jatkamme ikään kuin siitä, mihin Natura 2000 -ohjelman valmistelussa jouduttiin pysähtymään. Vastuu hankkeen ohjelmoinnista ja päävastuu sen toteuttamisesta kuuluu Suomen ympäristökeskukselle. Hanke aloitetaan tänä vuonna, ja sen tulee valmistua vuoden 1999 loppuun mennessä.

Tänä vuonna aloitetaan myös uhanalaisten lajien suojelutilanteen uusi tarkastelu – uusi Suomen punainen kirja. Hankkeen tulee valmistua vuoden 1998 loppuun mennessä. Nämä kaksi hanketta liittyvät osittain toisiinsa. Uhanalaisten lajien suojelutilanteen tarkastelu tuottaa aineksia suojelualueverkon edustavuuden arviointiin, onhan lajien suojelu yksi alueiden suojelun keskeisiä motiiveja. Toisaalta suojelualueverkon tiheyden, edustavuuden ja toimivuuden arviointi voi antaa enteitä siitä, miten eliölajien selviytymismahdollisuudet kehittyvät.

Pelkkä suojelualueiden tarkastelu olisi kummassakin hankkeessa kovin kapea näkökulma. On otettava huomioon myös se, mitä tapahtuu suojelualueiden ulkopuolella. On tarpeen muodostaa käsitys siitä, miten esimerkiksi metsälakien edellyttämä metsäluonnon suojelu ja hoito tukee luonnonsuojelua.

Näitä kahta hanketta tukevat myös kaksi muuta suurehkoa tutkimus- ja kehittämishanketta. Valtionmetsien alue-ekologista suunnittelua, sen menetelmiä ja tehokkuutta ekologisesta näkökulmasta aletaan tutkia huomattavan suurella panoksella tänä vuonna. Tämä hanke tuo varmasti uusia näkökulmia ekosysteemien pirstoutumisen aiheuttamiin uhkatekijöihin sekä suojelualueiden minimiko-

koa ja keskinäisiä spatiaalisia suhteita koskeviin kysymyksiin, joilla on suora yhteys edellä kuvattuihin ongelmanasetteluihin. Luonnonsuojelun tietojärjestelmän kehittämistä vauhditetaan tänä vuonna tuntuvasti rahalla ja henkilöresursseilla. Tietojärjestelmä on pullonkaula niin edustavuuden kokonaistarkastelulle kuin uhanalaisten lajien suojelua koskevalle selvityksellekin. Valitettavasti tietojärjestelmähankkeen toteutus on myöhässä suhteessa kasvaviin tarpeisiin – kurki ei kuitenkaan saisi kuolla ennen kuin suo sulaa.

### ***2.1.5 Heikot kohdat***

Jo nyt voidaan jonkin verran ennakoida, minkälaisiin ongelmiin edustavuustarkastelun yhteydessä saatetaan törmätä.

Natura 2000 -ohjelman osalta Suomen ympäristökeskuksessa tehtiin karkea edustavuustarkastelu, joka nosti esiin joitakin jo tunnettujakin puutteita suojelualueiden verkossamme. Tällaisia ovat ainakin:

- geologisten ja geomorfologisten muodostumien suojelun tarpeen heikko tuntemus
- vedenalaisten luontotyyppien suojelun tarpeen heikko tuntemus ja ilmeisen riittämätön suojelu
- yleensä vesiluonnon luontotyyppien suojelun puutteet
- perinnemaisemien ja niihin liittyvien eliöstöltään arvokkaiden alueiden riittämätön suojelu

Muissa yhteyksissä on jo aiemmin todettu metsäluonnon suojelun puutteet etenkin Etelä-Suomessa. Vaikka kaikki ”mitat täyttävät” vanhat luonnonmetsät suojellaan, jää suojelualueverkko tältä osin todella harvaksi. Ennallistaminen on vasta käsite, jonka konkreettinen tavoiteasettelu vielä puuttuu. Eräiden harvinaisten metsätyyppien suojelu on vielä järjestämättä, eikä niiden todellista esiintymistä ja suojelutarvetta tunneta riittävästi. Suurten yhtenäisten metsäalueiden puute Etelä-Suomessa tunnetaan niin ikään. Ajatus ”metsämantereista” on vielä kehossa.

On myös mahdollista, että joiltakin osin suojeluohjelmissa on toistoa tai alueita, jotka eivät edustavuudeltaan ole parasta mahdollista tasoa. Jos edustavuus- ja uhanalaisuustarkastelut nostavat esiin uusia suojelutarpeita, saattaa olla myös tarvetta katsoa, voitaisiinko joidenkin alueiden suojelusta luopua. Tämä on perusteltua, jos joudutaan ”nollasummapeliin” esimerkiksi valtiontaloudellisista tai poliittisista syistä.

### 2.1.6 2000-luvun strategia?

On ennen aikaista tehdä voimakkaita linjauksia siitä, mihin suuntaan alueiden suojelua Suomessa tulee suunnata ensi vuosituhanalla, sillä tällainen tavoiteasettelu edellyttää edellä mainittujen tutkimus- ja kehittämishankkeiden perusteellista toteuttamista. Vasta kun niiden tulokset ovat käytettävissä, voidaan ryhtyä muodostamaan toimintamalleja. Koska vuosituhanen vaihe on kuitenkin tulossa vain muutaman vuoden kuluttua, voidaan ehkä pohtia ainakin luonnonsuojelun toimintatapoja ja suhdetta ympäröivään yhteiskuntaan.

Luonnonsuojelulain kokonaisuudistus on niin laaja ja syväleikkävä kokonaisuus, että voimme uskoa toteutuksen pääpiirteissään kestävän vuosikymmeniä. Sama pätee uudistettuihin metsälakeihin. Näiden lakien todellinen teho alkaa näkyä käytännössä hitaasti, ehkä aikaisintaan vuosituhanen vaihteen tienoilla. Ensimmäiset vuodet kulunevat soveltamiskäytännön etsinnässä, sillä laintulkintaa saadaan viimekädessä vasta oikeusprosessien kautta. Lainsäädännöllä saattaa olla myös piilevämpiä vaikutuksia, jotka eivät ole niinkään riippuvaisia korkeimman hallinto-oikeuden päätöksistä kuin enemmänkin sosiaalipsykologisista seikoista.

Yksi tällainen kysymys on, osataanko uuden lain keinovalikoimaa käyttää siten, että vältetään ennalta tarpeettomia konflikteja ja puretaan vanhoja. Syntykö lain säätelien suunnittelu- ja osallistumismenettelyiden kautta uutta yhteyttä esimerkiksi luonnonsuojeluhallinnon ja metsähallinnon välille, puhumattakaan luonnonsuojeluhallinnon yhteyksistä maanomistajiin. Osana 2000-luvun strategian kehittelyä on pakko harrastaa kriittistä itsetutkiskelua tästäkin näkökulmasta. Tulevaisuuden luonnonsuojelun sankariteot saattavat ollakin riippuvaisia maaseudun asukkaiden omista toimista ja tahdosta, sillä rajoituksiin perustuvan suojelun tuloksellisuutta voi olla vaikeaa enää kovin paljoa nostaa.

Luonnonsuojeluohjelmien toteutuminen siirtää luonnonsuojelutoiminnan tehtävien painotusta suojelualueiden hoidon, luonnonsuojeluarvojen turvaamisen ja hallitun käytön kysymyksiin. Tätä muutosta on ennakoitu jo useiden vuosien ajan, mutta vasta nyt on nähtävissä, että näin todella myös tapahtuu jossakin uskottavassa aikataulussa. Suojelualueiden määrä kasvaa niin suureksi, että joudutaan yhä tarkemmin harkitsemaan alueiden hoitoon ja käyttöön suunnattavien voimavarojen tärkeysjärjestystä. Kaikkia kansallispuistojakaan ei ehkä voida kehittää samanarvoisina palveluidensa osalta. Toisaalta varsinkin Etelä-Suomessa on kasvamassa huomattavan suuri tarve ennallistamiseen, kun suojelun piirissä olevien entisten talouskäytössä olleiden alueiden määrä lisääntyy. Tässäkin suhteessa kuluvan vuosisadan viimeiset vuodet on syytä käyttää kriittiseen pohdintaan. On löydettävä järkevä suhde luonnonhoidon tehtävien ja yleisöä tai elinkeinotoimintaa palvelevien toimien välille. Julkisuudessa paineet kohdistuvat helposti jälkimmäisiin, kun taas luonnonsuojelualueen perimmäinen tarkoitus on alueiden luonnonarvojen vaaliminen.

## 2.2 Metsähallituksen tutkimustarpeet luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi

Rauno Väisänen  
Metsähallitus

### 2.2.1 Johdanto

Metsähallituksen luonnonsuojelun tutkimustarpeet voidaan kiteyttää yksinkertaisesti: mitä meidän tulee tietää, jotta luontomme säilyy rikkaana ja elinvoimaisena. Tarkastelen tätä kokonaisuutta suomalaisen innovaatiojärjestelmän ja Metsähallituksen perustietotarpeiden kannalta painottaen tarvittavan tiedon kattavuutta, relevanssia ja priorisointia sekä ajankohtaisia haasteita tutkimukselle.

### 2.2.2 Tutkimus, tieto, osaaminen

Tutkimusjärjestelmän kehittäminen ja kansainvälinen yhteistyö sekä tiedon ja osaamisen hyödyntäminen ovat innovaatiojärjestelmämme keskeisiä ja ajankohtaisimpia pääteemoja (Valtion tiede- ja teknologianeuvosto 1996). Jatkuva laadun, tehokkuuden ja relevanssin parantaminen ovat innovaatiojärjestelmän sisäisen kehittämisen keskeiset painopisteet. Myös tutkimuksen ja koulutuksen hyötynäkökohdat ovat viime aikoina korostuneet hyvin konkreettisella tavalla.

Vaikeassa taloudellisessa tilanteessa on erityisen perusteltua pyrkiä saavuttamaan tuloksia tehokkaasti ja taloudellisesti. Tämä tapahtuu profiloitumalla ja keskittymällä kunkin organisaation ydinosaan sekä lisäämällä ajankohtaisten ja tärkeiden tutkimusalojen rahoitusta. Metsähallituksen luonnonsuojelu keskittyy suojelualueiden hoidon ja käytön huippuosaamiseen eli luonnon monimuotoisuuden turvaamiseen käytännön toimin. Huippuosaamiseen kuuluu jatkuva työn laadun parantaminen ja kehittäminen. Saavutetut tulokset näkyvät paitsi hyvinvoivana luontona ja ympäristön ehdoilla kehitettävänä palveluina suojelualueilla myös yrityskuvatutkimuksen tuloksissa, työllistävinä Euroopan unionin rahoittamina hankkeina ja menestyksekkäinä Metsähallituksen taitotiedon projekteina, joissa luonnonsuojelulla on ollut usein ratkaiseva rooli.

Huippuosaaminen edellyttää vankkaa tietopohjaa. Tietopohja puolestaan muodostuu osin olemassaolevaa tietoa kokoamalla, analysoimalla ja uudelleen yhdistämällä, mutta pullonkaulatilanteista selvittää vain korkeatasoisen tieteellisen tutkimuksen ja yhteistyön keinoin. Metsähallitus ei itse tee tutkimusta vaan hankkii tarvittavan tiedon yliopistoilta ja tutkimuslaitoksilta, joiden rooliin uuden tiedon tuottaminen kuuluu innovaatiojärjestelmässä. Metsähallitus pyrkii luomaan tutkimukselle mahdollisimman hyvät ja turvatut edellytykset. Erityisesti Metsähallituksen luonnonsuojelualueilla korostetaan pitkäjänteisen tutkimustyön edellytysten takaamista. Metsähallituksen suojelualueet ovatkin olleet vilkkaan tutkimuksen kohteena: parhaiten tutkittuja ovat mm. Kevon luonnon-



puisto ja Saaristomeren, Oulangan, Seitsemisen ja Urho Kekkosen kansallispuistot.

Yliopistojen ja Suomen ympäristökeskuksen tutkimus on ollut varsin monipuolista Metsähallituksen suojelualueilla, joilla on tutkittu mm. suojelualueiden hoitoon ja käyttöön liittyviä aiheita (Below 1994). Metsäntutkimuslaitos on suunnannut tutkimuksensa etupäässä hallinnassaan oleville alueille (Piri & Kakuri 1997). Metsähallitus on hankkinut alueistaan laajan tietopohjan itse toteuttamiensa perusselvitysten avulla. Näistä voidaan mainita linnuston linjalaskennat, kasvillisuuskartoitukset, Natura 2000 -suojelualueverkoston edellyttämä tiedonkeruu ja Ylä-Lapin ja Urho Kekkosen kansallispuiston biotooppikartoitus.

### *2.2.3 Perustehtävänä luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen*

Metsähallituksen luonnonsuojelun perustehtävänä on luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen. Tavoitteena on torjua palautumattomat haitalliset muutokset luonnossa, lajistossa, ekosysteemeissä ja lajien sisäisessä muuntelussa. Metsähallituksella on hallinnassaan parhaat välineet tämän päämäärän saavuttamiseksi, ennen muuta mittava suojelualueiden verkosto. Metsähallituksen luonnonsuojelu pyrkii päämääräänsä kolmella eri tavalla: Perinteinen luonnonsuojelu on ydinosaamista: alueiden hoito, käyttö ja niihin liittyvä suunnittelu luonnon-, maisema- ja kulttuuriarvojen säilyttämiseksi. Toinen keino on luonnonvarojen ja alueiden ekologisesti kestävä käyttö, johon pyritään asiantuntemuksen avulla ja yhteistyön keinoin erityisesti valtion mailla ja laajemminkin luonnonarvojen pitkäjänteisen säilymisen takaamiseksi. Kolmanneksi ihmisten arvoihin ja asenteisiin pyritään vaikuttamaan luonto-opetuksen ja ympäristökasvatuksen sekä aktiivisen viestinnän keinoin mm. käyttäen ympärivuotisesti hyväksi luontokeskuksia. Tutkimustarpeet ovat siten hyvin monipuolisia.

Omalla tavallaan Metsähallituksen tiedonhankinnan suuntaamista muokkaa omasta toiminnasta lähtevien välittömien tarpeiden lisäksi kansainvälinen kehitys. Esimerkiksi biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus vaikuttaa sekä suoraan että eri ministeriöiden valmisteilla olevien toimintaohjelmien kautta. Sopimuksella on ollut vaikutusta sekä Euroopan unionin luontodirektiivien sisältöön että Suomen uudistuneeseen luonnonsuojelu- ja metsälainsäädäntöön. Luontodirektiivien pohjalta perustettava Natura 2000 -suojelualueiden verkosto on synnyttänyt valtavia lajistoa ja luontotyyppejä sekä suojelun suotuisaa tasoa koskevia tietotarpeita. Metsähallituksen Natura-esitykseen sisältyy yli 700 aluetta.

Jonkinlaisen käsityksen tarvittavan tutkimuksen kattavuudesta ja monitieteisyydestä saa uuden Biodiversiteettitutkimusohjelman 1997–2002 perusteluista (Suomen Akatemia 1996). Ajankohtaisia tutkimustarpeita kohdistuu mm. ekologian ja genetiikan teorian aloille, biodiversiteetin taloudellisiin kustannuksiin ja hyötyihin sekä ohjausjärjestelmiin liittyvään ympäristötaloustieteeseen, eettisiin ja juridisiin kysymyksiin, teknologiaan laajassa mielessä, monille yhteiskuntatieteiden lohkoille ja kehitysmaatutkimukseen. Epäilemättä suojelualueiden tut-

kimus on ollut liian yksipuolisesti biologista ja luonnontieteellistä. Eri tutkimustahojen monipuolinen laaja yhteistyö onkin nyt tarpeen. Silti vaikuttaa siltä, että edelleenkin polttavimmat ongelmat ovat usein biologisia: luontoa koskevissa tutkimustiedoissamme on vakavia puutteita.

#### ***2.2.4 Suojelualueet vertailukohteina***

Suojelualueet tarjoavat tutkimukselle oivallisia vertailualueita. Pääosa luonnontilaisista ja mahdollisimman vähän häiriintyneistä ekosysteemeistä sijaitsee luonnonsuojelualueilla.

Tähän liittyy myös ongelmia, sillä moniin suojelualueisiin sisältyy myös ihmisen voimakkaasti muokkaamia alueita ja suojelualueiden ympärillä tapahtuneet muutokset ovat usein vaikuttaneet erityisesti pienten alueiden luonnontilaan (esim. isoitumisesta johtuva vähittäinen lajiston köyhtyminen, reunavaikutus, happamoituminen, ilmaston muutos).

Metsähallituksen kannalta ei ole yhdentekevää, mitä suojelualueilla tutkitaan. Suojelualueiden, lajien ja ekosysteemien hoitoon ja ennallistamiseen liittyvät menetelmätutkimukset ja niihin liittyvä luonnonsuojeluteknologian kehittäminen ovat luontainen osa työn laadun parantamista. Menetelmätutkimusten tuloksia voidaan käyttää hyväksi myös luotaessa talouskäytössä oleville alueille arvokkaita luonnonpiirteitä monimuotoisuuden säilyttämiseksi tai tarkennettaessa alueiden ja luonnonvarojen käytön suunnittelua. Ääritapauksina eräitä uhanalaisia lajeja voidaan tutkia ainoastaan suojelualueilla, koska ne ovat hävinneet muualta. Yksittäisetkin suojelualueet sopivat hyvin kohteiksi monenlaisiin historiallisiin ja sosioekonomisiin tapaustutkimuksiin (huom. vertailutasot: paikallinen, alueellinen, koko Suomi, EU). Luonnollisesti tutkimusalueet soveltuvat myös pitkäjänteiseen ympäristön seurantaan.

Yhteistä näissä tutkimuksissa on yleensä taustalla piilevä jännite, joka syntyy luonnontilaisen (tai muuten luonnonsuojelullisesti arvokkaan) alueen ja ihmisen muokkaaman alueen välisestä erosta. Tuloksia voidaan käyttää sekä osoittamaan haitallisia muutoksia että muutosten korjaamiseen. Viimeksi mainitusta esimerkiksi sopii ajankohtainen ennallistamistutkimus, joka pyrkii löytämään keinoja alueiden luonnontilan palauttamiseksi, luonnontilaisten ekosysteemien piirteiden luomiseksi ja alkuperäisen eliölajiston elinolosuhteiden parantamiseksi.

#### ***2.2.5 Suojelualueet verkostona***

Metsähallituksen toiminnan kannalta aivan keskeisiä tutkimustarpeita ovat koko suojelualueiden muodostamaan "saaristoon" liittyvät suojelun edustavuus- ja tuloksellisuuskysymykset. Myös suojelualueiden liittyminen ympäristöönsä osana kokonaisuuskäyttöä on luonnonsuojelun kannalta merkittävä sekä käytännössä että teoriassa. Tällaiset teemat ovat keskeisiä mm. alue-ekologisen suunnittelun (Hallman ym. 1996) ja luonnonvarasuunnittelun tieteellisenä perustana.

Merkittävää edistymistä on viime aikoina saavutettu varsinkin populaatioekologian alalla koskien suojelualueiden verkoston kykyä ylläpitää luonnonsuojelullisesti arvokkaiden lajien populaatioita pitkäjänteisesti. Mallien käytöstä käytännön suojelutoimien ohjaamisessa on jo lupaavia tuloksia (esim. Wahlberg ym. 1996). Valitettavasti käytettävissä oleva tieto rajoittuu pääosin perinnemaisemiin ja esimerkiksi metsien suojelun kannalta tärkeistä kovakuoriaisista, sienistä tai sammalista ei ole vielä käytettävissä tämältyyppistä aineistoa.

Metsähallitus osallistuu parhaillaan Suomen ympäristökeskuksen laajaan suojelualueiden edustavuutta analysoivaan tutkimushankkeeseen, jonka tavoitteena on selvittää suojelualueiden keskeiset puutteet ja syventää näkemystä suojelun suotuisasta tasosta. Metsähallitus tulee myös suuntaamaan suojelualueiden käyttöä ja siihen liittyvää sosioekonomista tutkimusta tämän haasteellisen tutkimuksen tulosten perusteella.

Suojelualueiden hoito ja käyttö edellyttää parasta käytettävissä olevaa tietoa. Aina sekään ei riitä. Silloin tarvitaan uutta luovaa tieteellistä tutkimusta, kulttuurirevoluution mutaatioita.

### *Lähteet*

- Below, A. 1994: Metsähallituksen luonnonsuojelualueiden tutkimus. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 19. 59 s.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996: Alue-ekologinen suunnittelu. – Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3. 60 s.
- Piri, E. & Kakkuri, E. 1997: Suojelualueet tutkimuksen ja tutkimus luonnonsuojelun palveluksessa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 624. 96 s.
- Suomen Akatemia 1996: Biodiversiteettitutkimusohjelma 1997–2002. – Helsinki. 23 s.
- Valtion tiede- ja teknologianeuvosto 1996: Suomi: tiedon ja osaamisen yhteiskunta. – Helsinki. 110 s.
- Wahlberg, N., Moilanen, A. & Hanski, I. 1996: Predicting the occurrence of endangered species in fragmented landscapes. – *Science* 273: 1536–1538.

## 2.3 Metsäntutkimuslaitoksen suojelualueiden käyttö tutkimuksessa

**Matti Kärkkäinen**  
**Metsäntutkimuslaitos**

Luonnonsuojelulain mukaisesti perustettujen luonnonsuojelualueiden hallinto uskottiin ennen sotia säännönmukaisesti Metsäntutkimuslaitokselle, ja sillä on edelleen hallinnassaan Suomen vanhimmat kansallis- ja luonnonpuistot. Sotien jälkeen perustettujen alueiden hallinto on useimmiten osoitettu Metsähallitukselle. Käytäntö alkoi aikana, jolloin Metsäntutkimuslaitoksella ei ollut koko maan kattavaa tutkimusasemaverkkoa. Sen kehittäminen saatiin päätökseen 1970-luvulla, ja nykyisin Metsäntutkimuslaitos pystyy tehokkaasti hoitamaan maan eri osissa olevien ja perustettavien luonnonsuojelualueiden hallinnolliset tehtävät.

Alkuperäisen luonnon säilyttämistä on perusteltu itseisarvon lisäksi myös tutkimuksen tarpeilla. Toisaalta laajaa tutkimustoimintaa tarvitaan mm. arvioitaessa luonnonsuojelualueiden riittävyttä, edustavuutta ja hoidon vaihtoehtoja. Lisäksi tutkimusta tarvitaan luonnonsuojelun tehokkuuden ja tarkoituksenmukaisuuden arviointiin, jotta niukat resurssit voitaisiin ohjata suojelun kannalta kriittisimpiin kohteisiin.

Äskettäin valmistuneen selvityksen mukaan luonnonsuojelualueita koskeva tutkimus- ja selvitystyö on kasvanut jatkuvasti 1930-luvulta alkaen. Viime vuosina suomalaisista kohteista on tehty vuosittain yli sata eriasteista julkaisua.

Selvityksen mukaan tutkimusta on tehty ylivoimaisesti eniten Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevilla luonnonsuojelualueilla. Tutkimustulosten hyödyntämisen kautta niillä on ollut suurempi merkitys suojelun suunnittelussa ja resurssien ohjauksessa kuin niiden lukumäärästä tai pinta-alasta olisi voitu päätellä. Esimerkiksi tieteellisiä tutkimuksia on tehty tuhatta neliökilometriä kohti Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevilla alueilla 523, kun vastaava luku on Metsähallituksella 7. Selvitystasoisissa töissä Metsäntutkimuslaitoksen luku on 105 ja Metsänhallituksen 11. Raporteissa vastaavat luvut ovat 412 ja 64.

Tulokset viittaavat siihen, että tutkimustyön tehokkuuden kannalta on tärkeää, että merkittävä osa luonnonsuojelualueista on osoitettu sellaisten viranomaisten hallintaan, jotka tuntevat tutkimusmenetelmät ja joilla on tohtoritason henkilökuntaa riittävästi käytännön tutkimustyötä ja yliopistotasosta tutkimusyhteistyötä varten.

## 2.4 Luonnonsuojelualueiden tutkimuksen ja hoidon vuorovaikutus

Anna-Liisa Sippola<sup>1</sup> ja Jarkko Saarinen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Arktinen keskus ja <sup>2</sup>Metsäntutkimuslaitos

### 2.4.1 Johdanto

Luonnonsuojelualueilla on tutkimuksen kannalta kahdenlainen rooli: toisaalta alueet tarjoavat tärkeän ja monipuolisen kohteen yleiselle tutkimustoiminnalle, toisaalta ne itse tarvitsevat tutkimustietoa hoitotoimien perustaksi. Luonnonsuojelualan hoito on tasapainottelua pysyvyyden ja muutoksen, menneisyyden ja tulevaisuuden välissä. Suojelualan onnistuneen hoidon voidaan katsoa perustuvan ensinnäkin siihen, että alueen luontokokonaisuuden ja sen osatekijöiden suojelulla on tavoitteet, joihin hoitotoimilla pyritään. Toiseksi tarvitaan riittävästi tietoa suojelualan luonnosta ja sen erityispiirteistä sekä abioottisista (geografia, ilmasto, geofysikaaliset prosessit jne.) että bioottisista (kasvillisuus ja eläimistö, eri komponenttien vuorovaikutussuhteet eri tasoilla, syklit, flukтуаatiot jne.) tekijöistä. Yhtä tärkeää on tieto antropogeenisistä elementeistä, kuten ihmistoiminnan historiasta, nykyisestä käytöstä ja sen vaikutuksista luontoon sekä eri käyttäjäryhmien välisistä vuorovaikutussuhteista (ks. Cole & Landers 1996). Kolmanneksi tulisi pystyä arvioimaan sekä tutkimus- että hoitotarpeet tulevaisuudessa, ja neljänneksi olisi kyettävä toteuttamaan tavoitteeseen suhteutetut hoitotehtävät tai vaihtoehtoisesti olla tekemättä mitään, mikä myös voi olla tutkimustietoon perustuva aktiivinen ratkaisu. Kaiken tämän tekemiseen tarvitaan luonnollisesti riittävä henkilöstö ja muut resurssit sekä aktiivinen yhteistyö suojelualan hoitoon ja käyttöön liittyvien osapuolten välillä.

Suojelualan hoidossa tarvitaan monipuolista ja monentasoista tietoa, joka pitkällä aikavälillä edellyttää perustakseen sekä teoreettista että aluespesifistä tutkimusta. Toiminta suojelualan ilman luonnon toiminnan ja vuorovaikutussuhteiden mekanismien ja esimerkiksi eläin- ja kasvipopulaatioiden dynamiikan tuntemusta voi johtaa pahoihin virheratkaisuihin (ks. Chase 1987). Täydellistä tietämystä ei voida koskaan saavuttaa, mutta realistisena lähtökohtana voidaan pitää, että päätöksenteon tukena tulisi olla paras mahdollinen saavutettavissa oleva tieto. Tästä huolimatta tutkimuksen käyttäminen suojelualan hoidossa, samoin kuin yhteistyö tutkijoiden ja tutkimusorganisaatioiden kanssa on käytännössä osoittautunut paitsi vähäiseksi, myös ongelmalliseksi (ks. Hendee 1995). Tutkimukseen kohdistuvat odotukset, tiedon tuottaminen, tutkimustiedon käyttökelpoisuus ja sen käyttöön soveltaminen sisältävät sekä käytännöllisiä että asenteellisia ongelmia.

Tämän artikkelin tarkoituksena on valottaa kysymyksiä, jotka liittyvät luonnonsuojelualan tutkimuksen luonteeseen sekä tutkimusyhteisön ja käytännön organisaation väliseen vuorovaikutukseen. Tutkijan ja alueen hoitajan välisten ongelmien pohdinnassa on osittain käytetty materiaalina Oulangalla lokakuussa 1996 järjestetyn tutkijakoulutusseminaarin ryhmätyön tuloksia. Aihetta pohdit-

tiin seminaarissa otsikolla ”Integrating Science and Management”. Osittain tarkastelu perustuu tekijöiden havaintoihin ja omakohtaisiin kokemuksiin luonnonsuojelualueilla tehdyistä tutkimuksista. Artikkelissa esitetään eräitä käytännön organisointimalleja, joilla tutkimuksen roolia ja sen toimivuutta on pyritty selkiyttämään muissa maissa. Pyrkimyksenä ei ole esittää valmiita ratkaisumalleja, vaan antaa virikkeitä pitemmälle vietyjen analyysien pohjaksi.

#### 2.4.2 Luonnonsuojelualueiden tutkimus: mitä ja kenelle?

Luonnonsuojelualueiden tutkimuksen teemarakenteen keskeisiä kysymyksiä on, kenelle tutkimusta tehdään – kuka on asiakas tutkimuksen ja suojelualueiden hoidossa. Taulukossa 1 tarkastellaan tutkimuksen näkökulmasta asiakastahoja tutkimusongelmien luonteen kautta. Ryhmittely on karkea ja muodostuu osin päällekkäisistä kategorioista, eikä jaottelu näin ollen ole yksiselitteinen tai ongelmaton. Samalla on huomattava, että tutkimusongelmat saattavat ajan kuluessa muuttua. Jaottelun tarkoituksena onkin lähinnä ilmentää taustasitoumuksiltaan eri tyyppisiä tutkimusongelmia ja tuoda esille se, etteivät luonnonsuojelututkimus ja sen kysymyksenasettelut määrity yksinomaan suojelualueiden käytön ja hoidon ongelmien kautta, vaikka ne muodostavatkin keskeisen tutkimusongelmatyyppin.

Taulukko 1. Luonnonsuojelualueiden tutkimusongelmien luonne ja niiden suhde tutkimuksen asiakastahoihin.

	Ajankohtaiset käytön ja hoidon tutkimusongelmat	Teoreettiset ja/tai pitkän aikavälin tutkimusongelmat	Laissa ja sopimuksissa esilletuodut tutkimusongelmat
Ongelman luonne	ilmenevät alueiden hoidossa ja käytössä	akateemisia ja laajoja tiedossa olevia tutkimusongelmia	laissa ja sopimuksissa määritellyjä
Miksi	ongelmat ja niiden ratkaiseminen edellyttävät tutkimustietoa	tieteellinen ja/tai yleinen (julkinen) tiedon tarve	laki ja sopimukset velvoittavat tutkimaan
Kenelle	alueiden hoidosta ja käytöstä vastaaville, paikallisyhteisölle ja viranomaisille	tiedeyhteisölle, poliittisille ja yhteiskunnallisille päätöksentekijöille	yhteiskunnalle ja laissa ja sopimuksissa määritetyille tahoille

Ajankohtaiset käytön ja hoidon tutkimusongelmat ovat suojelualueiden käytöstä tai niillä tapahtuvista luontaisista muutoksista lähtöisin olevia ongelmia, jotka tulisi alueiden tarkoituksenmukaisen hoidon näkökulmasta ratkaista. Tällöin ensisijainen asiakas on alueiden hoidosta käytännössä vastaava taho, mutta myös paikallisyhteisöt ja eri tasojen viranomaiset ovat tiedon käyttäjiä.

*Teoreettiset ja/tai pitkän aikavälin tutkimusongelmat* ovat tiedossa olevia tutkimusteemoja, jotka usein liittyvät laajempiin luonnonsysteemeissä tai yhteiskunnassa tapahtuviin muutoksiin. Tällaisten tutkimusongelmien selvittämisen taustalla on tieteellinen tiedon tarve ja/tai julkinen mielenkiinto. Tutkimustulokset on useimmiten suunnattu laajemmalle tiedeyhteisölle, mutta myös poliittisille päättäjille ja poliittisluonteisille intressiryhmille päätöksenteon ja toiminnan tueksi. Teoreettisilla ja pitkän aikavälin tutkimusongelmilla ei välttämättä ole kiinteää yhteyttä luonnonsuojelualueiden hallintaan, mutta ne antavat välttämättömän pohjan soveltavan tutkimuksen tueksi. Kysymykset voivat ajan myötä muuttua myös ajankohtaisiksi käytön ja hoidon ongelmiksi.

*Laissa ja sopimuksissa esille tuodut tutkimusongelmat* määrittyvät nimensä mukaisesti lakisäädöksissä tms. sopimuksissa esille tuotujen tarpeiden kautta. Esimerkiksi Erämaalain (1991) voidaan tulkita ainakin epäsuorasti edellyttävän erämaisuuden säilyttämistä, paikalliskulttuuriin ja luontaiselinkeinojen turvaamista sekä erämaiden monikäytön kehittämistä tukevaa tutkimusta. Tutkimusta ei tällöin tehdä *yksinomaan tai ensisijaisesti* näiden alueiden käytön ja hoidon suunnittelulle, vaikka tutkimus sitä todennäköisesti palvelee, vaan asiakasryhmä muodostuu sen perusteella, kenen oikeuksien ja tarpeiden turvaksi laki tai sopimus on tehty.

Monipuolisista tutkimusmahdollisuuksista ja -tarpeista huolimatta luonnonsuojelualueiden tutkimus on keskittynyt varsin harvoihin teemoihin. Suomessa tutkimukset ovat painottuneet vahvasti luonnontieteisiin. Esimerkiksi Below (1994) jaottelee Metsähallituksen hallinnoimien alueiden tutkimustarpeet kahdeksaan luokkaan: 1) geologia ja geomorfologia, 2) kasvisto ja kasvillisuus, 3) eläimistö, 4) arkeologia, 5) ihmisen jäljet (historia ja perinne), 6) alueiden luonnon hoito, 7) alueiden käyttö ja 8) muut aiheet. Luokittelun pohjalta tutkimuskenttä avautuu varsin laajana. Käytännössä Belowin (1994) kokoaman luettelon tutkimuksista ja selvityksistä kuitenkin puolet on liittynyt alueiden eläimistöön ja lähes neljännes kasvillisuuteen (taulukko 2). Vähiten huomiota ovat saaneet arkeologia (0,6 %) ja luonnon hoito (3 %). Luettelon perusteella tutkimuksista noin 5 % on liittynyt suojelualueiden käyttöön. Belowin (1994) kokoama tutkimusten ja selvitysten luettelo ei ole täydellinen, ja se todennäköisesti jopa aliarvioi luonnontieteellisen tutkimuksen osuutta; luettelosta puuttuvat mm. Kevon biologisen tutkimusaseman ja Värriön tutkimusaseman julkaisut. Tutkimustoiminnan biologisen painotuksen osalta Suomi ei liene kansainvälisesti mikään poikkeus. Esimerkiksi Yhdysvalloissa ns. Hendeen komitean selvityksen (Wilderness research needs... 1993) mukaan erämaa-alueilla tehdyistä tutkimuksista valtaosa koski eläimistöä ja kasvillisuutta. Vähiten huomiota olivat saaneet osakseen mm. geologia ja kulttuuritekijät.

Luonnontieteellisen tutkimuksen painotukseen on olemassa useita syitä, kuten se, ettei luonnonsuojelualueita ole pääsääntöisesti perustettu säilyttämään esimerkiksi kulttuuria, vaan kulttuurimme mukaista käsitystä koskemattomasta luonnosta (vrt. Erämaalaki 1991). Näin ollen voitaisiin pitää täysin perusteltuna tutkimuksen painottumista alueiden luonnonelementteihin. Sen sijaan luonnonsuojelualueisiin kohdistuvien uhkatekijöiden näkökulmasta luonnontieteellisen tutkimuksen yksipuolinen korostaminen ei ole yhtä itsestään selvää. Nykyisin ja

lähitulevaisuudessa suojelualueiden hoitoon liittyvistä ongelmista eräitä merkittävimpiä ovat mm. kaivostoiminta, virkistys- ja matkailukäyttö, paikalliskäyttö ja siihen liittyvät oikeudet ja käyttötraditiot sekä ympäröivien alueiden maankäyttötavat (ks. Cole 1994; Landers ym. 1994). Nämä tekijät vaikuttavat olennaisesti suojelualan luonnontilaisuuden säilymiseen ja edellyttävät alueiden hoidossa ratkaisunsa tueksi yhteiskuntatieteellisesti orientoitunutta tutkimusta (Williams & Patterson 1996). Lisäksi on muistettava, että etenkin Pohjois-Suomen suojelualueilla on merkittävä paikalliskulttuurinen rooli, joka liittyy sekä alueiden tarjoamiin että niiden pois rajaamiin elinkeinomahdollisuuksiin. Sosiaalisesti ja paikallisesti kestävä luonnonsuojelu ja suojelualueiden hoito edellyttävät tulevaisuudessa suojelualueiden paikallistason sosio-ekonomisten vaikutusten tutkimista nykyistä enemmän. Myös monet uudet käyttömuodot aiheuttavat paineita suojelualueita kohtaan, osittain jopa enemmän kuin perinteiset paikalliset käyttötavat. Virkistyskäytön eri muotoja on kehitetty viime vuosikymmeninä sekä palvelurakentamisessa että opastuksessa (ks. Vauramo 1996). Virkistyskäytön tutkimus on kuitenkin ilmiön laajuuteen verrattuna varsin vähäistä suojelualueilla – joskin virkistyskäyttö on pääsääntöisesti tutkitumpaa kuin paikalliskäyttö.

*Taulukko 2. Tutkimuksen prosentuaalinen jakaantuminen eri teemoihin Metsähallituksen luonnonsuojelualueilla. Lähde: Below 1994. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen jakaumia ei ole esitetty vähäisen tutkimus/selvitysmäärän (3 kpl) takia. Muut-sarake sisältää mm. yleiset luontoselvitykset, yhdistetyt kasvillisuus- ja eläimistöselvitykset sekä hallintoon liittyvät selvitykset.*

Puistoalueet	Geo- logia	Kasvil- lisuus	Eläi- mistö	Arkeo- logia	His- toria	Hoito	Käyttö	Muut	Yht. %	n
Etelärannikko	1,1	12,5	56,8	1,1	5,7	6,8	1,1	11,4	100	88
Länsi-Suomi	0,0	34,8	49,3	0,0	4,3	3,0	7,2	1,4	100	69
Itä-Suomi	1,6	24,6	52,5	0,0	9,8	1,6	1,6	8,3	100	61
Pohjanmaa	3,3	31,2	50,8	1,6	1,6	0,0	1,6	9,9	100	61
Kainuu	4,3	34,8	43,5	0,0	8,7	0,0	0,0	8,7	100	23
Perä-Pohjola	16,7	4,2	37,5	0,0	4,2	4,2	33,2	0,0	100	24
yhteensä (%)	2,8	23,9	50,9	0,6	5,5	3,1	4,9	8,3	100	
(n)	9	78	166	2	18	10	16	27		326

### **2.4.3 Tutkija vs. alueen hoitaja: ongelmien syitä ja mahdollisia ratkaisuja**

Keskeinen kysymys tutkimusteemojen valinnassa ja tutkimuksen organisoinnissa on, kenen ehdoilla ja ketä varten tietoa tuotetaan. Tutkimusyhteisön tai yksittäisen tutkijan lähtökohdat tutkimukselle ovat usein toiset kuin alueen hoidosta vastaavan henkilön tai organisaation. Karrikoiden voisi tehdä seuraavat yleistyksiä siitä, miten tutkimus näkee suojelualan ja alueen hoitaja tutkimuksen (alueen hoitajalla ei tässä viitata yksinomaan henkilöön, joka vastaa suojelualueesta, vaan myös laajemmin hoidosta vastaavaan organisaatioon).



Tutkijalle luonnonsuojelualuetutkimus on yleensä: 1) kartoitusta; perustiedon keräämistä, joka ei ole tieteellisesti mielenkiintoista, haastavaa tai akateemisesti meritoivaa, 2) seuranta tutkimusta, joka on pitkäkestoista, sitoo runsaasti resursseja, eikä anna tuloksia ja meriittejä riittävän nopeasti, ja 3) vertailukohteena käyttämistä, jolloin alueella on mielenkiintoa vain suhteessa johonkin muuhun alueeseen. Alueen hoitajalle tutkimustieto puolestaan on usein: 1) tietoa ilmiöistä (inventointitieto), ei esimerkiksi ekologisista prosesseista ja vuorovaikutussuhteista, 2) sirpaletietoa, joka ei anna näkemystä kokonaisuuksista, ja 3) pelkästään luontoon liittyvää tietoa, joka ei huomioi vuorovaikutusta ihmistoiminnan kanssa. Kaiken kaikkiaan tutkimuksen kattavuus, yleistettävyyys ja ajantasaisuus ovat usein alueen hoitajan kannalta puutteellisia, tai alueen hoitaja ei tiedä, mikä niiden aste on.

Tässä yhteydessä on syytä korostaa, että sekä inventoinnit että seuranta muodostavat välttämättömän pohjan, jolle hoitotoimien tutkimuksen ja käytännön toimenpiteiden tulisi perustua. Koska inventoinnit ja seuranta eivät yleensä houkuttele urasuuntautunutta tutkijaa, tällainen tutkimus tulisi järjestää aluetta hoitavan organisaation rutiinityönä. Toisaalta pitkäkestoiset seurannat antavat usein erittäin arvokasta ekologista tietoa, mikä kiinnostaa myös teoreettisesti suuntautuneita tutkijoita. Sekä inventoinnit että seuranta vaativat ammattitaitoista suunnittelua ja toteutusta, jotta näillä yleensä kalliilla, työläillä ja aikaa vievillä selvityksillä saataisiin suojelutavoitteen kannalta relevanttia tietoa.

Eräitä keskeisiä tutkijan ja alueen hoitajan välisiä ongelmia ja niiden mahdollisia ratkaisumalleja on tarkasteltu taulukossa 3. Ratkaisut eivät ole nopeasti toteutettavia "patenttimalleja", vaan pikemminkin yrityksiä saada eri keskustelukumppanit näkemään ongelmat toistensa kannalta, ja siten päästä rakentavan vuoropuhelun alkuun. Yhteenvetona ongelmista ja niiden ratkaisumalleista voidaan todeta, että hedelmälliseen yhteistyöhön tarvitaan yhteistyöhalua, vuorovaikutusta ja koordinaatiota. Yhteistyöhalua tarvitaan asenteiden muutokseen, jotta tutkijat ja suojelualueiden hoitajat voisivat ymmärtää toistensa tavoitteet ja käsitteet ainakin perustasolla. Koulutuksen avulla suojelualuehenkilöstö voidaan saada ymmärtämään tutkimusta. Tämä on erityisen tarpeellista yhteiskuntatieteellisen ja kulttuurin tutkimuksen osalta; valtaosalla suojelualueiden hoitajista on biologinen tai metsätieteellinen koulutus, jonka pohjalta voi olla vaikea ymmärtää, arvostaa tai vaatia yhteiskuntatieteellisesti orientoitunutta tutkimusta (ks. Wilkinson 1992). Toisaalta akateemiseen opetukseen ja tutkijakoulutukseen tulisi sisällyttää yhtymäkohtia käytäntöön ja käytännön tarpeiden näkemyksiä. Vuorovaikutus ja koordinaatio vaativat jatkuvaa, avointa ja luottamuksellista kanssakäymistä tutkimusprosessin aikana. Paras lähtökohta työn onnistumiselle on yhteisten intressien kehittäminen. Yhteistyön tulisi siten alkaa tutkimuksen suunnitteluvaiheessa, jossa määritellään työn tavoitteet ja prosessin kulku.

Tutkimuksen organisoinnin kannalta on keskeistä, kuka tutkimuksen rahoittaa. Jos tutkimuksen tilaaja ja rahoittaja on suojelualueorganisaatio, alueen hoitajalla on luonnollisesti päävastuu tutkimusprosessin tavoitteiden toteutumisesta. Hänellä tulisi olla selkeät näkemykset ja tavoitteet haluamastaan tiedosta, ja yhteistyössä tutkijoiden kanssa hänen olisi pystyttävä muotoilemaan tiedontarpeet

selkeiksi tutkimuskysymyksiksi. Tämä vähentää turhan tiedon keräämistä ja selkeyttää ja nopeuttaa prosessia. Suunnitteluvaiheessa olisi myös muotoiltava tulosten julkistamissuunnitelma. Tähän voi sisältyä esimerkiksi väliraportointi työn eri vaiheissa ja sisäinen raportointi tilaajalle ennen tulosten julkaisemista kansainvälisissä sarjoissa. Tulosten julkistamiskäytännössä pitäisi olla sekä joustavuutta että molemminpuolista luottamusta.

*Taulukko 3. Tutkijan ja luonnonsuojelun alueen hoitajan välisiä ongelmia ja niiden ratkaisumalleja. Mikäli ongelma on esitetty selkeästi jomman kumman osapuolen näkökulmasta, osapuoli on merkitty joko T = tutkija tai H = alueen hoitaja. Joissakin tapauksissa samaa ongelmaa on valotettu molempien osapuolten näkökannalta.*

Ongelma	Ratkaisumalli
1. H: Tutkijat eivät kiinnostuneita käytännön ongelmista T: Kysymykset eivät tieteellisesti mielenkiintoisia, käytännönläheinen tutkimus ei meritoi	Käytännön ongelmat kytkettävä teoreettisesti mielenkiintoisiin kysymyksiin. Tilaustutkimukset: "raha ratkaisee"
2. H: Tutkijat kapea-alaisia, eivät katso laajoja kokonaisuuksia T: Syväallinen paneutuminen yleensä mahdollista vain kapea-alaisesti. Tutkijakoulutuksesta puuttuu monitieteisyys	Monitieteiset kokoukset, konferenssit yms., monitieteiset työryhmät ja tutkimusohjelmat. Spesialistien kutsuminen kokouksiin. Tutkijakoulutuksen uudistaminen.
3. Alueiden hoitajilla ei aikaa, asiantuntemusta tai halua hankkia ja soveltaa tutkimustietoa	Keskustelu päätöksenteon kriteereistä ja niiden kestävyydestä pitkällä aikavälillä. Tutkimustusta omaavien henkilöiden rekrytointi, henkilöstön koulutus, tutkimustiedon popularisointi
4. Tutkijat ja hoitajat eivät kohtaa: eri organisaatiot ja viiteryhvät	Hoito-organisaation aloitteellisuus: tutkimussuunnitelmat, asiantuntijaryhmät, suunnitelmien ja valmiiden tutkimusten ulkopuolinen evaluointi. Rahoituksen hankinta, lobbaus
5. Tutkimuksen organisointi heikkoa	Ks. edellisen kohdan alkuosa
6. Tutkimusongelmien hahmottaminen vaikeaa	Kenttäkäynnit, keskustelut, kohteisiin ja aihepiireihin tutustuminen paikan päällä
7. Kommunikaatio-ongelmat. Koskee koko prosessia kysymyksenasettelusta julkaisuksi ja/tai käytännön sovellutukseksi	Tulosten kansantajuistaminen, julkaisu suomenkielisissä sarjoissa. Raportointi alueiden hoitajille ja suurelle yleisölle työn eri vaiheissa. Henkilökunnan kouluttaminen tutkimuksen metodiikan ja kielen ymmärtämiseen
8. T: Alueiden hoitajat haluavat tuloksia ennen kuin tutkijat ovat halukkaita luovuttamaan niitä. H: Tulosten saaminen tutkijoilta viivästyy, tutkijat eivät pysy aikatauluissa	Tutkimuksen parempi organisointi. Väliraportointi ja tulosten julkistaminen suomeksi ennen kansainvälisiä julkaisuja. Julkaisu-suunnitelman ja -aikataulun sopiminen ennakolta
9. Tulokset eivät ole suoraan sovellettavissa tai eivät anna selkeitä vastauksia alueiden hoidon kysymyksiin	Tutkijoiden pitäisi itse määrittellä, mitkä tulokset sovellettavissa, minkä laajuisesti, missä olosuhteissa. Kysymyksenasettelua ja menetelmiä pohdittava etukäteen suhteessa tulosten yleistettävyyteen ja sovellettavuuteen

Mikäli suojelualan hoitajilla ei ole mahdollisuutta rahoittaa tutkimusta, yhteistyö tapahtuu viime kädessä tutkijan ehdoilla. Tällöin suojelualuehenkilöstön pitäisi pystyä osoittamaan, millainen tieto on käyttökelpoista ja tarpeellista suojelualueelle. Myös näistä lähtökohdista yhteisten intressien kehittäminen on mahdollista. Tällöin suojelualueorganisaatiolla ei kuitenkaan ole mahdollisuutta puuttua prosessin ohjaukseen, aikatauluun ja tulosten julkaisemiseen.

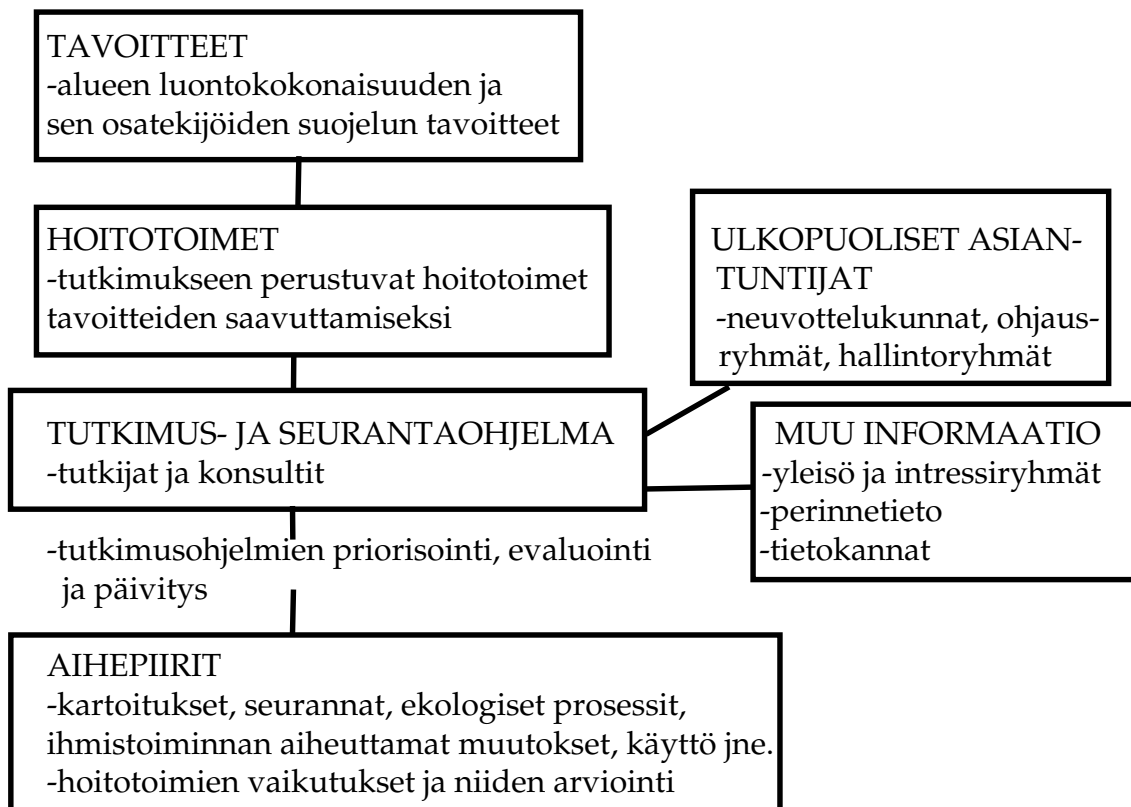
#### ***2.4.4 Kohti tavoitteellista ja suunnitelmallista luonnonsuojelualuetutkimusta***

Systemaattisessa suojelualan tutkimuksessa ja luonnonvarojen hoidon suunnittelussa ollaan pisimmällä Yhdysvalloissa, Kanadassa ja Australiassa. Suojelualan hoidon tueksi on luotu useilla alueilla varsin kattavat tutkimus- ja seurantaohjelmat, joita päivitetään tietyin väliajoin (ks. esim. Willison ym. 1992, Herman ym. 1995). Australialaisessa mallissa tutkimusohjelma annetaan sekä suunnittelu- että loppuraportointivaiheessa arvioitavaksi ulkopuoliselle asiantuntijaryhmälle, jonka palautteen pohjalta ohjelmaa tai tulevia ohjelmia voidaan muokata (Ottesen & Woodley 1992). Suojelualan oman tutkimushenkilökunnan rekrytoinnissa ei pyritä siihen, että henkilöstöön saataisiin eri alojen asiantuntemus vaan siihen, että henkilöstö olisi ammattitaitoista projektien suunnittelussa ja tutkimusten toteuttamisessa. Heidän tulee ymmärtää erilaisia tieteellisiä metodeja, ylläpitää asiantuntijaverkostoa ja kyetä keskustelemaan eri tieteenalojen tutkijoiden kanssa. Heidän täytyy myös ymmärtää suojelualan hoitopolitiikkaa ja valtion toimenpanevaa roolia luonnonsuojelusektorilla (Ottesen & Woodley 1992).

Yhdysvalloissa Floridan luonnonvaroista vastaava organisaatio on ottanut käyttöön kuulemis- ja keskustelutilaisuudet suojelualan hallinnon ja ulkopuolisten asiantuntijabiologioiden kesken. Tarkoituksena on kerätä yhteen alueiden luonnonvarojen ja luontoa koskeva tieto ja arvioida tutkimustarpeet. Asiantuntijaryhmä tekee subjektiiviset arviot kunkin suojelualan biologisten yhteisöjen tilasta, hoitotoimenpiteiden vaikutuksista ja virkistyskäytön kehittymisestä alueella. Arvioinnissa on mukana seitsemän osa-alueita: 1) alueen fysikaaliset ja geologiset piirteet, 2) biologiset luonnonvarat (kasvillisuus ja eläimistö), 3) luonnonvarojen hoitotoimet, 4) kulttuuripiirteet, 5) uhkat luonnonvaroilta, 6) tutkimus ja 7) hoitotoimien priorisointi (MacLaren 1992).

Luonnonsuojelualan hoidossa on kyse muuttuvan systeemin hallinnasta, jonka toimintaympäristö on myös jatkuvassa muutosprosessissa. Tämän vuoksi tieto luonnonvaroista tulisi päivittää 10–20 vuoden välein (Lohnes 1992). Joissakin tapauksissa, esim. uhanalaisten lajien kohdalla tai voimakkaiden muutostekijöiden vaikuttaessa, seurannan tulisi olla jatkuvaa. Tavoitteellinen ja suunnitelmallinen tutkimus ja sen ohjaaminen eivät pyri ainoastaan vastaamaan kulloinkin käsillä oleviin hoidon ongelmiin vaan myös tulevaisuuden haasteisiin ja tarpeisiin. Puistohenkilökunnan ja tutkijoiden pitäisi siten kyetä tutkimuksen suunnittelussa ennakoidaan tulevaisuuden käyttöpaineita ja jopa laajoja alueellisia tai globaaleja ekosysteemien muutoksia. Tämä ei koske yksinomaan suojelualan luontoa, vaan myös alueisiin kytkeytyviä sosiaalisia muutosprosesseja. Samalla on syytä

muistaa, ettei tutkimus saisi olla irrallinen luonnonsuojelualueiden hoitoon vaikuttava elementti, vaan sen tulisi olla vuorovaikutuksessa ulkopuolisten asiantuntijaryhmien ja muiden informaatiolähteiden ja intressiryhmien kanssa (kuva 1). Vaikka tutkimustiedon tulisi muodostaa se pohja, jolle päätöksenteko perustuu, on olemassa myös muuta alueiden hoidon kannalta relevanttia tietoa. Tällaista on muun muassa eri sidosryhmiltä tuleva tieto alueiden käytöstä, käyttötarpeista ja tulevaisuuden käyttöpaineista. Paikallisten asukkaiden ja alkuperäiskansojen tieto, "traditional knowledge", esimerkiksi eläinten käyttäytymisestä, niiden keskinäisistä suhteista tms. voi olla arvokasta ja perinteisin tutkimusmenetelmin vaikeasti hankittavaa tietoa (Ottesen & Woodley 1992). Tutkimuksen ulkopuolelta tuleva tieto voi joko täydentää tutkimustietoa tai olla ristiriidassa sen kanssa. Jälkimmäisessä tapauksessa tutkimuksen tehtävä on analysoida ristiriitaisuuksien syyt. Näin saatu tieto voi olla ratkaisevaa esimerkiksi käyttöristiriitojen selvittämisessä. Ajantasaisen ja tulevaisuuteen suuntaavan tutkimussuunnittelun tulisi olla jatkuvasti yhteydessä eri käyttäjä- ja intressiryhmiin, jotta näiltä tuleva informaatio olisi suojelualueiden suunnittelun käytössä.



Kuva 1. Tutkimus- ja seurantaohjelma suhteessa luonnonsuojelualueen hoitotoimiin ja informaatiolähteisiin.

*Lähteet*

- Below, A. 1994: Metsähallituksen luonnonsuojelualueiden tutkimus. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 19. 56 s.
- Chase, A. 1987: *Playing God in Yellowstone*. – A Harvest/HJB Book, New York. 464 s.
- Cole, D. 1994: The wilderness threats matrix: A framework for assessing impacts. – USDA Forest Service, Intermountain Research Station. Research Paper INT-475. 14 s.
- & Landers, P. 1996: Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. – *Ecological Applications* 6(1): 168–184.
- Erämaalaki 17.1.1991/62.
- Hendee, J. C. 1995: Universities must play a larger role in wilderness research. – *Trends* 32(1): 22–57.
- Herman, T. B., Bondrup-Nielsen, S., Willison, J. H. M. & Munro, N. W. P. (toim.) 1995: *Ecosystem monitoring and protected areas*. – Science and Management for Protected Areas Association, Wolfville. 590 s.
- Landers, P., Cole, D. & Watson, A. 1994: A monitoring strategy for the national wilderness preservation system. – Teoksessa: Hendee, J. & Vance, M. (toim.), *International wilderness allocation, management, and research*. International Wilderness Leadership Foundation, Moscow, Idaho. S. 192–197.
- Lohnes, D. M. 1992: A land manager's perspective on science & parks management. – Teoksessa: Willison, J. H. M., Bondrup-Nielsen, S., Drysdale, C., Herman, T. B., Munro, N. W. P. & Pollock, T. L. (toim.), *Science and management of protected areas*. Elsevier, New York. S. 19–23.
- MacLaren, P. A. 1992: Bridging the gap between biologists and managers – resource management audits. – Teoksessa: Willison, J. H. M., Bondrup-Nielsen, S., Drysdale, C., Herman, T. B., Munro, N. W. P. & Pollock, T. L. (toim.), *Science and management of protected areas*. Elsevier, New York. S. 181–184.
- Ottesen, P. & Woodley, S. 1992: Great Barrier Reef Marine Park – research for better management. – Teoksessa: Willison, J.H.M., Bondrup-Nielsen, S., Drysdale, C., Herman, T.B, Munro, N.W.P. & Pollock, T.L. (toim.), *Science and management of protected areas*. Elsevier Science Publishing Company, Inc., New York. S. 37–45.
- Vauramo, A. (toim.) 1996: *Metsähallituksen luonnonsuojelualueet: Toimintakerotus 1995*. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 31. 44 s.

- Wilderness research needs, priorities, and strategies in the U.S. 1993. – Report of the National Wilderness Research Committee. Final Report. 23 s.
- Wilkinson, C. H. 1992: *The eagle bird: Mapping a New West*. – Vintage, New York. 201 s.
- Williams, D. R. & Patterson, M. E. 1996: Environmental meaning and ecosystem management: Perspectives from environmental psychology and human geography. – *Society & Natural Resources* 9: 507–531.
- Willison, J. H. M., Bondrup-Nielsen, S., Drysdale, C., Herman, T. B, Munro, N. W. P. & Pollock, T. L. (toim.) 1992: *Science and management of protected areas*. – Elsevier, New York. 548 s.

### ***Tekijöiden uusin julkaisu aiheesta***

- Saarinen, J. 2000: Luonnonsuojelualuetutkimus: luontomatkailun tutkimus kansallispuistoissa. – Julkaisussa Norokorpi, Y. & Tapaninen, S. (toim.), *Pallas-symposium 1999 – Lapin tutkimusmatkailusta monitieteiseen verkostoitumiseen*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 789: 59–70.

## 2.5 Millaisia tutkimuksia tarvitaan luonnonsuojelualueiden suunnittelun ja päätöksenteon pohjaksi – Kilpisjärven, Saariselän ja Ylläksen kokemuksiin perustuva näkökulma

Tapani Tasanen  
Metsäntutkimuslaitos

### 2.5.1 Taustaa

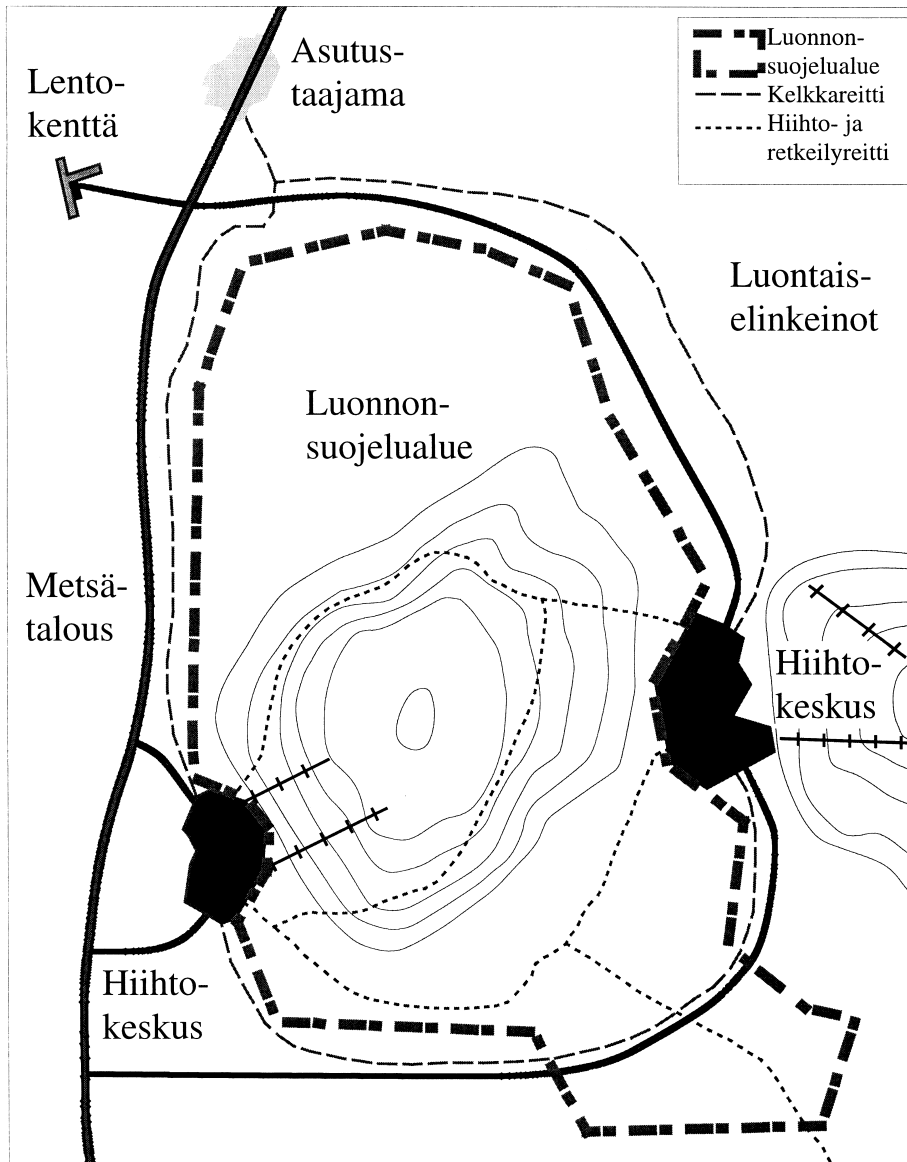
Tämä esitys perustuu omiin kokemuksiini Metsäntutkimuslaitoksen Kilpisjärven ja Laanilan–Saariselän alueista vastaavana virkamiehenä vuodesta 1993 lähtien. Metsähallituksen hallinnassa olevalla Yllästunturin alueella olen vastannut las-kettelurinteiden maisemointia selvittävästä tutkimuksesta ja maisemointikokeiluista 1994–1997. Ylläksen kehitystä seuran myös paikkakunnalla asuvan sunnuntaihiihtäjän näkökulmasta. Lisäksi olen saanut koko Lappia koskevia tietoja lukuisilta Metsähallituksen ja Metsäntutkimuslaitoksen kiinteistö-, virkistys- ja luonnonsuojelutoiminnoista vastaavilta virkamiehiltä ja toimihenkilöiltä. Tällä esitykselläni pyrin valottamaan näissä tehtävissä toimivan virkamiehen näkökulmaa tämän päivän ongelmiin ja siihen, millaista tutkimusta niiden ratkaisuun tarvittaisiin.

### 2.5.2 Luonnonsuojelualueiden ja niiden ympäristön muodostama kokonaisuus

Suojelualue on harvoin eristyksissä. Useimmiten se houkuttelee paikkakunnalle runsaasti matkailijoita sekä näitä palvelevia yrityksiä henkilökuntineen. Majoitus ja ravitsemus, liikenne sekä muut matkailun tukitoiminnot tarvitsevat omat tilansa luonnonsuojelualueiden välittömässä läheisyydessä. Suojelualue ympäristöineen muodostaa toiminnallisen ja samalla maantieteellisesti rajattavan *aluekokonaisuuden*, johon sisältyy mm. seuraavia osia:

- paikallinen väestö perinteisine ja matkailuun liittyvine elinkeinoineen
- hiihtokeskukset
- majoitus- ja ravitsemusliikkeet
- tiet, hiihto- ja kelkkareitit, vesireitit
- kunnallistekniikka
- loma-asunnot vuokratonteilla tai yksityismaalla
- muut yksityiset ja yhteiskunnalliset palvelut (infrastrukturi)

Paikoin voidaan puhua suojelualueiden yhteydessä sijaitsevista suoranaisista ”lomakaupungeista” monipuolisine palveluineen ja tukitoimintoineen (Saariselkä, Ylläsjärvi, Äkäslompolo) (kuva 1).



Kuva 1. Luonnonsuojelualueen ja sen ympäristön muodostama kokonaisuus.

Näen tilanteen aluekokonaisuuksissa sellaisena, että itse suojelualueilla saavutetaan kohtuullisesti niille asetetut suoje- ja virkistystavoitteet, mutta niiden välittömässä läheisyydessä esiintyy monenlaisia ympäristö- ym. ongelmia. Ne ovat hyvää vauhtia nousemassa yleiseen tietoisuuteen ja julkiseksi keskustelun-aiheeksi. Nykyinen yhdyskuntien suunnittelun ja ylläpidon työnjako ei mielestäni toimi siten, että aluekokonaisuudet kehittyisivät tyydyttävällä tavalla. Valtion, kuntien, yritysten ja yksityisten kansalaisten yhteistyössä on puutteita erityisesti vastuiden määrittämisen ja ristiriitaisten pyrkimysten yhteensovittamisen kohdalla.



### 2.5.3 Arvot ja eturyhmät luonnonkäytön ohjaajina

Itse suojelualue on edustuksellisen demokratian tuottama ”yhteinen hyvä”. Sillä on tietty itseisarvo, joka vaihtelee tarkastelijan mukaan. Arvoristiriidat ja arvojen mittaamisen vaikeus hankaloittavat luonnonsuojelusta käytävää yhteiskunnallista keskustelua ja päätöksentekoa. Tämän ongelman kimpussa työskentelee runsaasti tutkijoita useissa maissa. Monimuotoisuutta, esteettisiä elämyksiä ja erilaisia arvoja varten on olemassa ja kehitteillä mittausmenetelmiä, joiden kautta haetaan ja saadaan luontoarvoihin yhteismitallisuutta (Naskali 1993, Horne & Ovaskainen 2001). Valtion rooli varsinaisten suojelualueiden kehittämisessä on merkittävä; valtio on sekä luonnonsuojelualueen ylläpitäjä että siitä nauttivan eturyhmän, kansan, edustaja.

Aluekokonaisuuteen liittyy runsaasti sekä aineettomia että rahassa mitattavia arvoja (taulukko 1).

Taulukko 1. Tärkeimpiä aluekokonaisuuteen kuuluvia arvoja tai niitä edustavia toimintoja.

Luonnonarvot	Taloudellisia arvoja sisältävät toiminnot	Valtion hyödyt ja vastuut	Kunnan hyödyt ja vastuut
Monimuotoisuus	Maa- ja metsätalous	Verotulot	Verotulot
Lajien säilyminen	Energiahuolto	Työllisyys	Työllisyys
Biotoopit	Poronhoito	Maanvuokrat	Terveystenhoito
Ekosysteemit	Metsästys ja kalastus	Retkeily- ym. reitit	Kunnallistekniikka
Geneettinen monimuotoisuus	Laskettelu- ja hiihtopalvelut	Liikennejärjestelyt (tiet, lentokentät ym.)	Kaavoitus ja rakennusvalvonta
Maisemat	Majoitus, ravitsemus- ja viihdepalvelut	Suojelu- ja virkistysalueiden ylläpito	Elinkeinotoiminnan edistäminen
Virkistysarvot	Huoltopalvelut	Muut piirihallinnon tehtävät	Palo- ja pelastustoimi
Luontoelämykset	Kauppa		Energiahuolto

En ole pyrkinyt tekemään luettelosta täydellistä. Yhteiskunnan vastuut ovat siinä mukana, koska niihin liittyy merkittäviä taloudellisia arvoja ja hyötyarvoja. Kulttuuri- ja sosiaaliset arvot, joita ei sovi väheksyä, olen jättänyt pois tästä tarkastelusta. Erilaisten arvojen ja eturyhmien välillä esiintyy kilpailua ja suoranaisia ristiriitoja (Saastamoinen 1982). Ajankohtainen ongelma on ristiriita luonnonarvojen säilyttämisen ja matkailuun liittyvien, lähinnä taloudellisten, arvojen ylläpitämisen välillä. Luontoelämyksiä ja virkistystä haluaville kansalaisille pyritään takaamaan tasapuolinen mahdollisuus niiden hankkimiseen, vaikka tästä on seurauksena muiden luonnonarvojen vaarantuminen lisääntyvän matkailun ja siihen liittyvän infrastruktuurin kautta.

Valtion rooli tämän kokonaisuuden säätelijänä on pulmallinen. Valtio ylläpitää luonnonsuojelualueita, mutta vastaa myös kansalaisten työllisyydestä ja hyvinvoinnista sekä maan asuttuna pitämisestä rajoja myöten. Näiden vastuidensa hoitamisessa se joutuu tekemään valintoja erilaisten arvojen ja eri tahojen etujen välillä. Samaan aikaan kun valtio ohjaa varoja luonnonsuojeluun, se tukee luontoa rasittavia toimintoja työllisyyden hoidon ja yritystoiminnan kehittämisen nimissä. Myös kuntien valtionavulla voi ainakin välillisesti olla tällainen vaikutus. Valtiovallan piirissä ei valitettavasti ole elintä, joka pystyisi ohjaamaan Lapin matkailuelinkeinon kehitystä kokonaisvaltaisesti. Luonnonsuojelualueiden välittömässä läheisyydessä luonnonarvot jäävät monessa tapauksessa lyhyen aikavälin taloudellisten tavoitteiden varjoon. Valtion rahoittajaorganisaatiot rajavat vastuunsa varsin kapea-alaisesti. Ne seuraavat esim. työllisyystavoitteiden toteutumista ja tukea saaneiden yritysten kannattavuutta määrättyllä, yleensä lyhyehköllä aikavälillä. Kun hotelli, laskettelurinne tms. hanke on rakennettu valmiiksi, odotetaan Metsähallituksen ja Metsäntutkimuslaitoksen maanhaltijaviranomaisina kantavan yhteiskunnallista vastuuta lähestulkoon kaikista vuokralaistemme toiminnoista. Pyrimme tietenkin hoitamaan tämän tehtävän parhaan kykymme mukaan niiltä osin kuin se meille kuuluu. Suurin vaikutusvalta meillä on siinä vaiheessa, kun käsitellään jonkin uuden rakennushankkeen tai toiminnon sijoittamista valtion omistamille maa- ja vesialueille. Tämän toteuduttua meillä on lainsäädännön puolesta varsin rajatut mahdollisuudet puuttua vuokralaisemme toimintaan; emme pyri matkailijoiden ja yrittäjien tietoiseen holhoamiseen. Matkailun ja muun maankäytön piiristä löytyy myös jatkuvasti sellaisia toimintoja, joiden valvontaa ja ohjausta ei ole määritelty minkään viranomaisen tehtäväksi. Vaikka meillä olisi syytä puuttua asioihin yleisen edun nimissä, emme voi loukata yksityisen etua asianmukaisen toimivallan puuttuessa. Esimerkkinä tällaisesta tilanteesta mainitsen luonnonsuojelualueilla pitkään jatkuneen koneellisen kullankaivuun.

Kun matkailuyritykset kilpailevat toinen toistaan erikoisemmilla uusilla palveluilla, tunnemme usein myös asiantuntemuksemme ja voimavaramme riittämättömiksi. Erityinen toimintaamme rasittava paine on se, että uudet hankkeet pyritään viemään läpi kohtuuttoman kireällä aikataululla. Ratkaistavaksemme tulevien hankkeiden yleisen tarkoituksenmukaisuuden ja ympäristövaikutusten selvittämiseen kuluu tilanteesta riippuen useita viikkoja tai kuukausia, jos selvitys tehdään riittävän perusteellisesti. Meidät koetaan usein ensi sijassa omasta työllisyydestämme huolehtiviksi jarrumiehiksi eikä suinkaan yhteisen hyvän edistäjiksi. Kunnat, joilla on varsin painava vastuu mm. kaavoituksen ja rakennusvalvonnan alueilla, lisäävät valitettavan usein meihin kohdistuvia paineita. Luottamushenkilöiden tapana on ajaa verotuloja ja poliittista meriittiä lupaavia matkailuhankkeita "kuin käärmettä pyssyyn" ja pyrkiä raivaamaan niiden tieltä kaikki esteet ja viivykkeet nopeasti ja tehokkaasti. Usein vauhtia lisää vielä todellinen tai kuviteltu kilpailutilanne jonkin toisen kunnan kanssa. Kunnallisten virkamiesten kanssa yhteistyö sujuu paremmin; he tarkastelevat asioita yleensä luottamushenkilöitä pitemmällä tähtäimellä ja ovat hyvin perillä lainsäädännöstä ja vastuistaan.

### 2.5.4 Tutkimuksen avulla ratkaistavia ongelmia

Itse suojelualueilla tapahtuvan tutkimuksen kehityksestä en ole huolissani, joskin näen tarvetta kehittää sitä monipuolisemmaksi. Sen sijaan aluekokonaisuuksia tarkastelevaa tutkimusta, joka tuottaisi tietoa kaikkien yhdyskuntasuunnittelusta, hallinnosta ja alueiden kehityksestä vastaavien tahojen käyttöön, on toistaiseksi tehty aivan liian vähän.

Luonnonsuojelualueiden perustamisen vanhin tavoite ja yksi suojelun kulmakivistä on säästää tuleville sukupolville ”alkuperäistä, ihmisen koskematonta luontoa” (Nordenskiöld 1880, Lakari 1917). Tämä tavoite toteutuu vähintään tyydyttävästi itse suojelualueilla. Niiden viereen tai sisälle nopeasti kehittyneet hiihtokeskukset ja lomakaupungit muodostavat kuitenkin mielestäni selvän ristiin tämän tavoitteen kanssa. Näiden alueiden yhdyskuntasuunnittelu on selvästi kärsinyt jatkuvasta kiireestä ja muista paineista (vrt. Hautajärvi 1995, s. 157–167).

Lappiin on saatu varsin laaja luonnonsuojelualueiden verkko, joka nähtävästi vielä laajenee nykyisestäänkin. Tämä on mielestäni vasta alkua, kun pyritään ratkaisemaan ihmisen ja luonnon vuorovaikutukseen liittyviä ongelmia. *Kokonaisnäkemys suojelualueiden ja niiden ympäristön muodostamien aluekokonaisuuksien kehittämiseksi puuttuu toistaiseksi, tarkasteltiinpa asiaa tietyllä hetkellä tai pitemmällä aikavälillä. Näkemystä voidaan laajentaa tutkimuksen avulla.* En väitä, että esittelemäni ongelmat ratkeaisivat kokonaan tieteen keinoin. Olen kuitenkin varma siitä, että nykyisen luonnontieteisiin painottuneen tutkimuksen laajentaminen esim. insinööri-, sosiaali- ja taloustieteiden suuntiin toisi uusia ratkaisumalleja luonnonsuojelun, matkailun ja muiden toimintojen yhteensovittamiseen.

Tyypillisiä pulmia, joihin me suojelu- ja virkistysalueista sekä niitä ympäröivistä valtion maista vastaavat virkamiehet joudumme jatkuvasti ottamaan kantaa ovat mm.:

- maisemavauriot laskettelurinteilla ja rakennetuilla alueilla
- rumat, Lapille vieraita arkkitehtuurin suuntauksia edustavat, usein viimeistelemättömät, tarkoitustaan huonosti palvelevat tai maisemaan huonosti sijoitetut rakennukset (ks. myös Hautajärvi 1995)
- rakennusoikeuden ylitykset ja muut omavaltaisuudet rakentamisessa
- kaatopaikkojen ja jätevedenpuhdistamojen jälkeensä jääneisyys, vesistöjen ja maaperän pilaantumiseriski
- erimielisyydet maanvuokrista
- yrittäjien ja muiden vuokralaisten hoitamattomat velvoitteet, mm. maksamattomat vuokrat ja toimintaympäristön siivoamatta jättäminen
- paikallispolitiikan aiheuttamat pullonkaulat ja esteet asioiden hoitamisessa
- uusiin hankkeisiin liittyvä kiire ja hätäily, jotka vaikeuttavat merkittävästi kokonaisvaltaista suunnittelua ja tekevät hankkeista usein kalliimpia ja laadultaan heikompia kuin ne olisivat huolellisemmin suunniteltuina
- valtion omistamien alueiden käyttöä koskevat erimielisyydet eturyhmien välillä

### Mistä ongelmat perimmiltään johtuvat?

Lapin matkailuelinkeinolle ominaisia piirteitä ovat kausiluontoisuus ja useimpia muita aloja suurempi herkkyys taloudellisille suhdannevaihteluille. Näistä seikoista johtuvat kannattavuusongelmat pitävät yritysten toiminnan pysyvästi epävarmalla pohjalla. Omistajanvaihdokset, konkurssit ja valtiollisen omaisuudenhoitoyhtiön suuri osuus yritysten omistajana ovat tuttuja ilmiöitä matkailuyrityksissä. Keskenään verisesti kilpailevilta, konkurssin alituisesti uhkaamilta matkailuyrittäjiltä on turha odottaa kiinnostusta ympäristönsuojeluun ja muihin sellaisiin alueen yhteisiin kehittämishankkeisiin, jotka vaativat pitkän tähtäimen suunnittelua ja hitaasti palautuvia investointeja. Kokonaisvaltainen, taloudellisten kysymysten ohella myös kulttuurin, luonnonarvot ja sosiaaliset seikat huomioonottava yhdyskuntasuunnittelu on tehotonta niin kauan kuin yritystoiminta saadaan tavalla tai toisella pysyvämmälle pohjalle.

*Olennaista on saada matkailuyrittäminen kannattavammaksi ja vakaammalle taloudelliselle pohjalle tavalla tai toisella. Vasta tämän jälkeen voidaan puhua yritysten kokonaisvaltaisesta ympäristövastuusta. Tutkimuksella on kannattavuuden hakemisessa avainasema.*

Nykyisten sesonkiaikojen pidentäminen ja uusien mahdollisuuksien keksiminen hiljaisemmille kausille on yksi tutkimustietoa ja luovuutta vaativa alue. Matkailuyrittämisen kannattavuutta pyritään jo parantamaan tutkimuksen keinoin; esimerkkinä mainitsen Lapin yliopiston perustaman matkailun professuurin. Matkailua koskevan tutkimuksen voimavaroja olisi lisättävä vielä tuntuvasti, jotta tutkimus saataisiin elinkeinonhaaran yhteiskunnallisen merkityksen edellyttämälle tasolle.

Myös erilaisten yritysten määrä ja alueellinen sijoittaminen suhteessa matkailijamääriin ja ympäristön kantokykyyn vaatii tieteellisiin menetelmiin pohjautuvia selvityksiä. *Yritystoiminnan säännöstelyyn* olisi Lapin matkailuelinkeinon piirissä tarvetta, vaikka se kuulostaakin huonosti nykypäivään soveltuvalta holhouksesta. Palvelujen ylitarjonta ei ole kenenkään etu. Kaikkien niiden valtion ja kuntien elinten, jotka hallinnoivat maa-alueita, huolehtivat työllistämisestä, yrittäjien tukemisesta sekä elinkeinotoiminnan ohjauksesta, tulisi tehdä tiiviimpää yhteistyötä matkailuyritysten määrän ja laadun pitämiseksi toimivalla tasolla. Yrittäjien osallistumisen tähän ohjaukseen tulisi tapahtua heidän etujärjestöjensä kautta. Myös tämän tehtävän onnistuneen toteuttamisen edellytyksenä on monitieteellisen tutkimustiedon tuottaminen ja soveltaminen.

#### **2.5.5 Tutkimuksen nykyiset painotukset, puutteet ja kehittämisedotukset**

Luonnontieteellinen tutkimus itse suojelualueilla on laajaa ja tuloksellista. Sitä on syytä jatkaa nykyisessä laajuudessa, koska tutkittavaa riittää. Uusia näkökulmia ja monitieteellisyyttä siihen saisi sisältyä jatkossa enemmän. Käytännölliseen suuntaan on menty laskettelurinteiden maisemointia koskevissa tutkimuksissa ja

kokeiluissa, joita on tekeillä ainakin Ylläksellä ja Levillä. Yhteiskuntatieteellistä tutkimusta on tehty jonkin verran, mm. tiettyjen alueiden monikäyttöä ja erämaiden sekä matkailukeskusten houkuttavuutta on tutkittu (ks. esim. Saarinen & Järviluoma 1996). Erilaisten kävijäkyselyiden avulla on selvitetty mm. matkailijoiden hakemia vaikutelmia, heidän arvostuksiaan ja tyytyväisyyttään virkistyskohteisiin. Näin on saatu arvokasta tietoa virkistysalueiden kehittämistä varten. Tekeillä oleva kävijätietojen standardisoiminen tuo yhteismitallisuutta kyselyihin; niistä saadaan jatkossa valtakunnallisesti vertailukelpoista tietoa (Sievänen 2001).

Organisaatioita, niiden rakennetta ja toimintaa sekä yhteisvaikutuksia on selvitetty hyvin vähän. Taloustieteellinen tutkimus sekä suojelualueilla että aluekokonaisuuksien piirissä on vähäistä. Rahavirrat suhteessa suoritteisiin on puutteellisesti selvitetty. Erityisesti työllisyysrahoituksen vaikutukset ja tulevat kohdentamistarpeet paitsi työllisyyden myös koko Lapin talouden kannalta olisi tärkeä tutkimusaihe. Sama koskee muita valtion tukimuotoja (Keran sekä kauppa- ja teollisuusministeriön tuet, kuntien valtionosuudet jne.). Näiden yhteiskunnan tukien ja yksityisen rahoituksen *yhteisvaikutuksia* olisi myös syytä selvittää tutkimuksen keinoin. Tiedotusvälineet ovat viime aikoina tuoneet julkisuuteen joitakin pahasti epäonnistuneita matkailualan hankkeita, jotka ovat syntyneet useita eri rahoitusmuotoja yhdistämällä. Niiden markkinatutkimukset ja kannattavuus selvitykset ovat olleet puutteellisia tai jääneet tekemättä. Hankkeet ovat paisuneet monesta lähteestä järjestyneen rahoituksen kautta niin suuriksi, etteivät ole pysyneet toteuttajiensa käsissä. Näistä kokemuksista voidaan oppia. Keinoja kannattavan, pitkäjänteisen yritystoiminnan luomiseksi tulisi hakea tutkimuksen avulla, unohtamatta luonnonsuojelun näkökohtia sekä sosiaalisia kysymyksiä ja kulttuuriarvoja. Toteutuneiden suurten rakennus-, tie- ym. hankkeiden etenemistä ja vaikutuksia olisi syytä tarkastella tapaustutkimuksina useiden tieteenalojen lähestymistapoja soveltaen. Niistä saataisiin arvokasta tietoa tulevia vastaavia hankkeita varten.

Äskettäin aloitettu valtion maiden myynti periaatteella ”kaikki on kaupan” luo uuden tutkimustarpeen. Maanmyynti on huomattava suunnanmuutos, jolla ollaan kumoamassa pitkäaikaista perinnettä valtion maapolitiikassa. Sen vaikutuksia luontoon on syytä seurata ja selvittää perusteellisesti, samoin myös taloudellisia vaikutuksia. Viimeksi mainituista ovat tärkeimpiä maanmyynnin kannattavuus valtiolle, ostajien saamat hyödyt sekä aluetaloudellinen kokonaisvaikutus. Maanmyyntiä voidaan pitää askeleena myönteiseen suuntaan siinä mielessä, että paljon parjattu valtion vuokramonopoli on sen kautta mahdollista purkaa ainakin teoriassa. Ongelmiakin siihen liittyy. Valtio menettää merkittävän vuokratulojen lähteen. Entiset velvoitteet, esim. reittien ylläpito säilynevät ennallaan, koska kaikki maa ei varmasti mene kaupaksi, vaan valtio tulee edelleen olemaan merkittävä maanomistaja. Hiihtokeskusten lähialueista tulee hallintoa hankaloittavia tilkkutäkkejä maanomistuksen suhteen. Myös maisemiin tulee epämiellyttävää ”monimuotoisuutta”. Yksityisten omistamien tonttien aitaamisessa, kiveyksissä, puuston käsittelyssä ja erilaisten pienten rakennelmien pystyttämisessä tullaan näkemään monenlaista makua ja kirjavuutta.

Esitykseni otsikossa mainitsen myös Kilpisjärven. Haluan tuoda sen ja koko Käsivarren esiin myönteisenä esimerkkinä alueesta, jossa luonnonsuojelun, matkailun, luontaiselinkeinojen ym. toimintojen kokonaisuus on vielä hallinnassa. Toki tälläkin alueella on omat paineensa ja ristiriitansa mutta uskon, että muualta Lapista saadut hyvät ja huonot kokemukset ehditään toistaiseksi neitseellisenä säilyneessä Käsivarressa hyödyntää kaikkien eturyhmien hyväksi.

### *Lähteet*

- Hautajärvi, H. 1995: Lapin läänin matkailuarkkitehtuurin historia. – Lisensiaatityö, Oulun yliopisto, arkkitehtuurin osasto, Oulu. 253 s.
- Horne, P. & Ovaskainen, V. 2001: Metsien suojelun hyötyjen taloudellinen tarkastelu. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 134: 115–121.
- Lakari, O. J. 1917: Mallan tunturiryhmän julistaminen luonnonsuojelualueeksi. – Metsätaloudellinen Aikakauskirja, laajempi painos, Vihko 2: 70–74.
- Naskali, A. 1993: Luonnon monimuotoisuuden taloudellinen arvottaminen. – Teoksessa: Mäkkeli, P. & Kangas, J., Metsäluonnon ja -ympäristön hoito, Metsäntutkimuspäivä Joensuussa 1993. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 478: 37–54.
- Nordenskiöld, A. E. 1881: Förslag till inrättandet af Riksparker i de nordiska länderna. – Finska Forstföreningens Meddelanden 2: 11–14.
- Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim.) 1996: Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619. 213 s.
- Saastamoinen, O. 1982: Economics of multiple-use forestry in the Saariselkä forest and fell area. – Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 104. 102 s.
- Sievänen, T. 2001: Aluekohtaisten kävijätietojen standardisoiminen. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 134: 63–67.

## 2.6 Luonnonsuojelualueet ja niiden henkilöstö tutkimuksen tukena

**Risto Savolainen**  
**Metsäntutkimuslaitos**

Luonnonsuojelulain (1096/96) yksi viidestä päätavoitteesta on luonnontutkimuksen edistäminen. Niin ikään luonnonsuojelualueiden tehtäviin kuuluu tutkimuksen edistäminen.

Luonnonsuojelualueisiin kohdistuva tutkimus edesauttaa luonnonsuojelutavoitteiden saavuttamista, sillä osa tutkimustuloksista palvelee suoraan tai välillisesti luonnonsuojelualueiden hoitoa ja niiden käytön järjestämistä ja osa tutkimustuloksista yleistä luonnonsuojelun suunnittelua ja toteuttamista. Myös tutkimus, joka kohdentuu luonnonsuojelualueisiin mutta ei tuota edellä kuvatulla tavalla hyödynnettäviä tutkimustuloksia, antaa kuitenkin tieteen ja tutkimuksen läsnäolon myötä luonnonsuojelualueille yleistä lisäarvoa.

Tarkastelen seuraavassa sitä, miten eri seikat vaikuttavat luonnonsuojelualueiden tutkimuskäyttöön, ja erityisesti sitä, miten luonnonsuojelualueet ja niiden henkilöstö palvelevat tutkimusta. Tarkasteluni perustuu pitkälti kokemuksiini Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusmetsä- ja kenttäkoetoiminnassa.

Luonnonsuojelualueverkoston edustavuus on tutkimusedellytysten perustaa. Tällöin edustavuudella tarkoitetaan paitsi luonnonpiirteiden edustavuutta niin myös käytön eri muotojen edustavuutta eli mahdollisuuksia yhteiskunnalliseen tutkimukseen. Luontaistalouden harjoittaminen tai luontomatkailu ja virkistyskäyttö antavat lisämahdollisuuksia tutkimukselle. Toki ne saattavat pahimmillaan tuottaa hankaliakin ongelmia luonnonsuojelualueiden hoitamiseksi, mutta tutkimuksen keinoin näitä ongelmia voidaan ratkoa.

Alueen hyvä saavutettavuus sekä kotimaisesta että kansainvälisestä näkökulmasta on yksi tutkimusta edistävä perustekijä. Esimerkiksi pohjoinen metsänraja tutkimus on globaalisesti tarkasteltuna Suomessa helppoa verrattuna Pohjois-Amerikan tai Venäjän olosuhteisiin. Meillä sivilisaatio ulottuu metsänrajaseuduille ja infrastruktuuri on korkeatasoista; saavutettavuus on helppoa. Lisäksi tarjolla on peräti useita tutkimuksen kenttäasemia.

Tutkimusta tukeva infrastruktuuri luo edellytyksiä tutkimukselle. Infrastruktuurilla tarkoitetaan esimerkiksi alueen sisäistä kuljettavuutta ja tarvittavaa kalustoa, pysyviä havainnointi- ja koejärjestelyitä laitteineen ja rakennelmineen, tutkimuslaitteistojen tarvitsemia voimanlähteitä, tietoverkkoja ja atk-palveluita sekä erilaisia rakennustiloja. Rakennustilat käsittävät työ- ja majoitustiloja, näyttöiden esikäsittelytiloja sekä varastotiloja.

Luonnonsuojelualueiden hoidon henkilöstö on Metsäntutkimuslaitoksessa pitkälti kytketty tutkimuksen kenttäkoetoimintaan. Hoitotöiden ja tutkimusta

avustavien töiden kesken on voitu saavuttaa synergistä etua ja voitu turvata tarvittaessa nopea ja joustava siirtyminen tehtävistä toiseen. Hoitohenkilöstö on käytännönläheisyytensä ja monipuolisen osaamisensa ansiosta ollut käytettävissä ei yksin tutkimuksen kenttätöiden toteuttamiseen vaan jo myös koko tutkimuksen suunnitteluun. Tutkimuksen tehtäviin annetun koulutuksen ja toistuvien tutkimustöiden harjaannuttamana on voitu kehittää ammattitaitoinen tutkimustukihenkilöstö, joka työskentelee nimenomaan osin hoidon tehtävissä ja osin tutkimuksen tehtävissä. Merkittävä näkökulma on työn vaihtelevuuden ja sisällöllisyyden tuoma yleinen myönteinen asennoituminen kaikkiin tehtäviin.

Tutkimuksen keskittämällä saavutetaan lukuisia sekä taloudellisia että tutkimuksellisia etuja. Keskittäminen tuo säästöjä; tutkimustukihenkilöstön ja huomattavan infrastruktuurin luominen ja ylläpitäminen on mahdollista resurssien niukkuuden vuoksi vain voimakkaasti tutkituilla alueilla. Eri tutkimussuuntien ja toivon mukaan myös eri tutkimusorganisaatioiden yhteiset hankkeet mahdollistavat mittavimmat investoinnit ja nostavat tutkimuksen infrastruktuurin käyttöastetta. Esimerkiksi meteorologisille havainnoille on useita käyttäjiä ja myös investointeja helpottavia maksavia asiakkaita löytyy elinkeinoelämän puolelta.

Eri kestoiset ja ennen muuta useiden vuosikymmenten pituiset koesarjat ja mitaus-, havainto- ja näyteaineistot ovat yhä uudelleen eri tutkimushankkeiden ja tutkimusorganisaatioiden käytettävissä. Tietoa ja samalla tutkimusmahdollisuuksia kertyy kumulatiivisesti; myös tiedon kattavuus kasvaa ja uuden tutkimustiedon tuottaminen tieteenalojen välisillä rajapinnoilla mahdollistuu paremmin. Aktiivinen tutkimus luo aina uutta tutkimusta, ja kotimaisen sekä kansainvälisen tutkimuksen verkostoituessa aktiivisuuden merkitys korostuu.

Keskittäminen mahdollistaa myös tehokkaan tutkimustiedon välittämisen käytäntöön ja parantaa myös eriasteisen kenttäopetuksen edellytyksiä havainnollistamalla tutkimuksia ja niiden tuloksia. Luonnonsuojelualueiden luontokeskusten mahdollisuuksia tulisi tässä suhteessa hyödyntää aiempaa paremmin.

Näin ollen olisi tarkoituksenmukaista valita luonnonsuojelualueverkostosta erityiset tutkimuspainotteiset alueet, jotta keskittämisen hyödyt olisivat mahdollisimman suuret. Toisiaan lähellä olevista alueista, jotka edustaisivat samoja luonnonpiirteitä tulisi valita tutkimusmahdollisuuksiltaan monipuolisimmat ja tutkimustuen kehittämisen kannalta edullisimmat alueet.



## 2.7 Luonnonläheinen metsien käsittely suojelualueiden hoidossa

Erkki Lähde ja Yrjö Norokorpi  
Metsäntutkimuslaitos

### 2.7.1 Taustaa

Monilla nuorimmilla suojelualueilla on metsäkuvioita, joita suojelupäätöstä edeltäneinä vuosikymmeninä on käsitelty nykymetsänhoidon menetelmillä. Siten niiden puuston koostumus ja rakenne poikkeavat huomattavasti metsien luonnonvaraisesta kehityksestä. Alaharvennuksella ja raivauksella sekä lehtipuiden hävittämisellä on tuotettu kuusi- ja mäntymonokulttuureja. Niillä suojelualueilla, joilla voidaan tehdä puuston käsittelyä, tulee käyttää sellaisia menetelmiä, joilla suojelualan luonteen mukaisesti palautetaan metsän kehitys lähelle luonnonvaraista rakennetta.

Pitkään vallinneen virallisen käsityksen mukaan boreaalisen havumetsävyöhykkeen metsien on uskottu luontaisesti kehittyvän vähitellen aukeasta alasta vanhan puuston ns. kliimaksvaiheeseen. Kliimaksvaiheen on arveltu olevan varsin pysyvä tila, joka päättyisi koko puuston hävittävään metsäpaloön (Clements 1916, Cajander 1926). Sen jälkeen sukkessio alkaisi alusta eli jälleen puuttomasta, avoimesta tilasta (Kuusela 1990). Tätä käsitystä vastaan on esitetty myös toisenlaisia arvioita (Sernander 1938, Watt 1947), jotka ovat myöhemmin osoittaneet paremmin paikkaansa pitäviksi. Viimeaikaiset tutkimukset boreaalisten metsien rakenteesta ja dynamiikasta ovat nimittäin osoittaneet, että luonnonvaraiset metsät ovat ensisijaisesti erirakenteisia sekametsiä ja että pysyvä kliimaksvaihe on lähinnä vain hypoteettinen (Huse 1965, Hytteborn ym. 1987, Bonan & Shugart 1989, Lähde ym. 1991, Norokorpi ym. 1994). Siten puusto on lähes jatkuvan muutosprosessin alainen. Esimerkiksi kliimaksvaiheeksi kuviteltu vanha taasaikainen kuusikko on luonnon kehityksessä vain harvinainen poikkeus.

Ihmisen toiminnot yleensä voimistavat häiriöiden vaikutusta. Esimerkiksi huolimattoman tulenkäytön aiheuttamat metsäpalot kuivaan sääjaksoon sattuessaan ovat vaikutuksiltaan paljon voimakkaampia kuin luontaisesti salamaniskusta syttyvät metsäpalot, sillä jälkimmäisiin sisältyy lähes säännönmukaisesti paloa sammuttava sade. Luontaisten häiriöiden vaikutuksia voimistetaan myös yksipuolistamalla puuston rakennetta ja koostumusta (Bormann & Likens 1979). Tällöin metsikön sisäinen monimuotoisuus heikkenee ja uusien häiriöiden vaikutus voimistuu (Hunter 1990, Hanson ym. 1991, Steventon 1994, Coates & Steventon 1995, Oliver 1995). Toisaalta vastakkaisilla toimenpiteillä eli monimuotoistamalla käsiteltyjen puustojen rakennetta ja koostumusta voidaan häiriöiden voimakkuutta lieventää (Lähde 1991). Se edellyttää metsien kasvattamista ja kehittämistä erirakenteisiksi sekapuustoiksi (Laiho ym. 1995, Lähde & Norokorpi 1995), jolloin samassa metsikössä kasvaa samanaikaisesti kaikenikäistä ja erikokoista sekapuustoa. Tällöin metsien rakenne muistuttaa parhaiten luontaista (Kenk 1995) ja metsät ovat samalla kestävimpiä erilaisia häiriöitä vastaan

(Webster ym. 1975, Angelstam ym. 1990, Chertov 1994). Sellaisia suojelualueiden metsiä ei ole tarpeen käsitellä hakkuilla.

Metsätalouden vallitsevan käytännön mukaan viime vuosikymmeninä on tasoitettu metsiköiden puuston rakennetta hakkaamalla kasvatusvaiheessa alaharvennuksella ensisijaisesti pienimpiä puita (Laiho ym. 1995). Siten runkolukujakaumaa on supistettu ja samalla on usein pyritty yhden puulajin puustoihin. Nämä puustot kaipaavat rakenteen korjaamista.

### ***2.7.2 Tasarakenteisen puuston palauttaminen monimuotoiseksi***

#### *Varttunut puusto*

Etäimmälle luonnonkehityksestä muuttuneita metsiköitä ovat tasaikäiset ja tasarakenteiset vanhat kuusikot tai männiköt. Niiden korjaustoimissa on lähdeävä alusta eli vanha puusto tai pääosa siitä on poistettava ja perustettava uusi monimuotoiseksi kehitettävä puusto. Siksi suojelualueillakin tarvitaan rajoitetussa määrässä pienialaisia avohakkuita tai luontaisen uudistamisen hakkuita silloin, kun ne ovat luvallisia. Avo-, siemenpuu- tai suojuvuuhakkuu voidaan arvioida ekologisesti pienialaiseksi, kun se Etelä-Suomessa ei ylitä kahta ja Pohjois-Suomessa puoltatoista hehtaaria. Yleensä tällaiset hakkuualat on suositeltavaa kulottaa. Ainakin hakkuutähdekasojen polttaminen on tarkoituksenmukaista. Se voidaan tehdä turvallisesti esimerkiksi myöhään syksyllä tai aikaisin keväällä. Poltettavalle alalle on hyvä jättää jonkin verran yli 20 senttimetrin paksuisia puita hiiltymään, vaikka puustoa muutoin korjattaisiin talteen esim. suojelualueen rakennelmia tai polttopuuhuoltoa varten. Ekologisesti ja monimuotoisuuden kannalta paras ratkaisu on jättää pääosa puustosta hakkaamatta, jolloin osa siitä jää todennäköisesti palamatta. On huomattava, että ihmisen järjestämässä kuluksessa on luonnon metsäpaloön verrattuna huomattavia eroja silloinkin, kun poltetaan elävää puustoa. Kulutus tehdään paloturvallisuuden vuoksi siten, että tulella kierretään lähes koko kuvio. Näin kuvion keskiosiin syntyy niin voimakas kuumuus, että kaikki pystyyn jätetyt puut kuolevat. Luonnon metsäpalossa tällaista tilannetta ei yleensä synny, vaan tuli kulkee tuulen mukana jättäen jälkeensä myös palamattomia tai vain vähän palaneita kohtia ja siten huomattavan osan puustosta eläväksi. Avohakkuun jälkeinen uudistusalan kulutus ei siten ekologisesti vastaa salaman eikä edes ihmisen sytyttämää metsäpaloa, vaikka niin usein väitetään selitettäessä avohakkuiden kuuluvan yhdeksi vaiheeksi luonnon kiertokulussa.

Vaihtoehtona pienialaiselle avo- tai luontaisen uudistamisen hakkuulle on pienaukkojen tai kaistaleiden käyttäminen. Jos hakattavasta puusta käytetään osa, pienaukot on syytä tehdä kuljetusurille. Kaistale muotoillaan maiseman ja maaston mukaan. Siten saadaan kasvatetuksi myös monimuotoisuuden kannalta tärkeitä reuna-alueita. Pienaukon koko voi Etelä-Suomessa olla enintään 30 ja Pohjois-Suomessa 25 aaria. Kaistaleen leveyttä on mielekäästä vaihdella maaston mukaan. Leveys saisi Etelä-Suomessa olla enintään 30 ja Pohjois-Suomessa 25 metriä. Hakkuutähdekasojen polttaminen on tässäkin tapauksessa suositeltavaa.

### *Nuori puusto*

Jos taimikossa tai nuoressa puustossa ei ole ehditty tehdä nykymuotoista taimikonhoitoa ja sinne on syntynyt runsaasti eri puulajien luontaisia taimia tai jos alue on jo alunperin uudistettu luontaisesti erirakenteiseksi sekapuustoksi, toimenpiteitä ei tarvita. Jos arvioidaan, että taimikkoa tai nuorta puustoa ei voida kehittää erirakenteiseksi sekametsäksi, noudatetaan hakkuissa varttuneen puuston käsittelyssä kuvattuja ohjeita. Auratassa, äestetyssä tai mätästetyssä kohteessa on syytä harkita muokkausjälkien tasoittamista hakkuun jälkeen. Kaikissa kohteissa on syytä harkita kaivettujen ojien tukkimista.

### *Uudistamisen varmistaminen*

Hakkuualueen luontaisessa uudistamisessa käytetään hyväksi reunametsän ja jättöpuiden siemennystä. Havupuiden siemenet levittyvät hyvin kaksi kertaa puun pituuden etäisyydelle, mutta koivujen siemenet kulkeutuvat helposti jopa yli 100 metrin etäisyydelle. Jos kuitenkin, esimerkiksi taimikossa, tarvitaan poikkeuksellisesti viljelyä, käytetään hajakylvönä hehtaaria kohti 1-2 kiloa siementä, josta puolet on rauduskoivun ja puolet hieskoivun siementä. Lisänä voidaan käyttää jonkin verran männyn ja/tai kuusen siementä. Taimikon annetaan sen jälkeen kehittyä ilman perkauksia ja harvennuksia erirakenteiseksi sekametsäksi.

### *Lähteet*

- Angelstam, P. 1993: Nature conservation and forest management in boreal forests: ideas for establishing a new compromise. – Skoglig geologi. Report 1: 11–18.
- , Welander, J., Andren, H. & Rosenberel, P. 1990: Ekologisk planering av skogsbruk. – Miljöprojekt Sundsvall-Timrå. Delrapport 8. 123 s.
- Bonan, G. B. & Shugart, H. H. 1989: Environmental factors and ecological processes in boreal forest. – *Annales Review Ecological System* 20: 1–28.
- Bormann, F. H. & Likens, G. E. 1979: Pattern and process in a forested ecosystem. – Springer-Verlag, New York. 253 s.
- Cajander, A. K. 1926: The theory of forest types. – *Acta Forestalia Fennica* 29: 1–108.
- Chertov, O. G. 1994: Venäjän luoteisosien metsien tilasta ja monimuotoisuudesta. – Teoksessa: Myllynen, A.-L., Saastamoinen, O., Sinkevich, S. M. & Harju, A. (toim.), *Metsätalous ja luonnon monimuotoisuus: Suomi, Karjalan tasavalta ja Karjalan kannas. Proceedings of the Finnish-Russian seminar. Joensuu, Finland 29.11.–1.12.1994.* S. 62–67.

- Clements, F. E. 1916: Nature and structure of the climax. – *Journal of Ecology* 24: 552–584.
- Coates, K. D. & Steventon, J. D. 1995: Patch retention harvesting as a technique for maintaining stand level biodiversity in forests of North Central British Columbia. – Teoksessa: Bamsey, C. R. (toim.), Innovative silviculture systems in boreal forests. Proceedings. IUFRO Symposium in Edmonton, Alberta, Canada. Oct. 2–8. 1994. Natural Resources Canada. Canadian Forest Service. S. 102–106.
- Hanson, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J. & Ohmann, J. L. 1991: Conserving biodiversity in managed forests. – *BioScience* 41(6): 382–392.
- Hunter, M. L. Jr. 1990: *Wildlife, forests and forestry: Principles of managing forests for biodiversity*. – Prentice-Hall, NJ. 370 s.
- Huse, S. 1965: Strukturformer hos urskogbestand in Øvre Pasvik. – *Meldinger fra Norges landbrukshøgskole* 44(31): 1–81.
- Hytteborn, H. & Packham, J. R. 1985: Left to nature: forest structure and regeneration in Fiby Urskog, Central Sweden. – *Arboricultural Journal* 9: 1–11.
- , Packham, J. R. & Verwjist, T. 1987: Tree population dynamics, stand structure and species composition in the montane virgin forest of Vallibäcken, northern Sweden. – *Vegetatio* 72: 3–19.
- Kenk, G. 1995: Growth and yield in even-aged and uneven-aged silvicultural systems in the conifer-dominated forests of Europe. – Teoksessa: Bamsey, C. R. (toim.), Innovative silviculture systems in boreal forests. Proceedings. IUFRO Symposium in Edmonton, Alberta, Canada. Oct. 2–8. 1994. Natural Resources Canada. Canadian Forest Service. S. 26–32.
- Kuusela, K. 1990: *The dynamics of boreal conifer forests*. – Finnish National Fund for Research and Development. Sitra 112. Helsinki. 172 s.
- Laiho, O., Lähde, E., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1995: Stand structure and the associated terminology. – Teoksessa: Skovsgaard, J. P. & Burkhardt, H. E. (toim.), Recent advances in forest mensuration and growth and yield research. Proceedings from the 20th World Congress of IUFRO, Danish Forest and Landscape Research Institute. S. 87–96.
- Lähde, E. 1991: *Päin honkia*. – Arator, Helsinki. 256 s.
- & Norokorpi, Y. 1995: Metsän monimuotoinen hoito. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 538: 95–110.

- Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1991: The structure of advanced virgin forests in Finland. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 6(2): 527–537.
- Norokorpi, Y., Lähde, E., Laiho, O. & Saksa, T. 1994: Luonnontilaisten metsien rakenne ja monimuotoisuus Suomessa. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 495: 54–89.
- Oliver, C. D. 1995: A portofolio approach to landscape management: An economically, ecologically, and socially sustainable approach to forestry. – Teoksessa: Bamsey, C. R. (toim.), *Innovative silviculture systems in boreal forests*. Proceedings. IUFRO Symposium in Edmonton, Alberta, Canada. Oct. 2–8. 1994. Natural Resources Canada. Canadian Forest Service. S. 66–76.
- Sernander, R. 1936: The primitive forests of Granskär och Fiby: a study of the part played by storm gaps and dwarf trees in the regeneration of the Swedish spruce forest. – *Acta Phytogeographica Suecica* 8: 1–232.
- Steventon, J. D. 1994: Biodiversity and forest management in the Prince Rupert Forest Region: A discussion paper. – B. C. Min. For., Land Manage. Rep. 82, Victoria, BC. 30 s.
- Watt, A. S. 1947: Pattern and process in the plant community. – *Journal of Ecology* 35: 1–22.
- Webster, J. R., Waode, J. B. & Patten, B. C. 1975: Nutrient recycling and the stability of ecosystems. – Teoksessa: Howell, F. G., Gentry, J. B. & Smith, M. H. (toim.), *Mineral cycling in southeastern ecosystems*. ERDA Symposium Series (CONF-74013) S. 1–27.

### *Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta*

- Lähde, E., Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999: Diversity-oriented silviculture in the Boreal Zone of Europe. – *Forest Ecology and Management* 118: 223–243.
- , Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999: Ekometsänhoidon perusteet ja mallit. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 736. 61 s.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1999: Stand structure as the basis of diversity index. – *Forest Ecology and Management* 115: 213–220.
- , Laiho, O. & Norokorpi, Y. 2000: Hyvän metsänhoidon opas. – *Ekometälouden liitto, Rakennusalan kustantajat RAK*. 57 s.
- , Laiho, O. & Norokorpi, Y. 2000: Structure transformation and volume increment in Norway spruce-dominated forests following contrasting silvicultural treatments. – *Forest Ecology and Management* 5448: 1–6.

## 2.8 Alueellinen metsäpalohistoria – perustietoa luonnon-suojelualueiden hoidon suunnittelulle

Hannu Lehtonen  
Joensuun Yliopisto

### 2.8.1 Johdanto

Metsäpalot ovat aikaisemmin vaikuttaneet merkittävästi boreaalisen havumetsävyöhykkeen kehitykseen Suomessa. Toistuvat ja teholtaan erilaiset kulot ovat säädelleet metsien puulajisuhteita ja ikärakennetta sekä johtaneet kasvi- ja eläinlajistoltaan monipuolisen mosaiikkimaisen metsän muodostumiseen. Boreaalisen havumetsän luontainen monimuotoisuus perustuu luonnontilassa metsäpalojen ja vähäisessä määrin tuuli- ja hyönteistuhojen sukkessiokiertoon. Metsiemme nykyinen rakenne ja monimuotoisuus ovat perintöä metsäpalojen, pitkään jatkuneen kaskeamisen, tervanpolton ja puuntuotantoon painottuneen metsätalouden kausilta. Nykyisen monimuotoisuuden ymmärtäminen ja sen kehittymisen selvittäminen edellyttää metsien historian tuntemista.

Voidaksemme hoitaa metsiämme mahdollisimman luonnonmukaisesti meidän tulisi tuntea metsäpalojen esiintymistiheys, voimakkuus ja laajuus. Selvittämällä eri alueiden palohistoria ja palojen vaikutus metsän rakenteeseen saamme tärkeää tietoa metsiemme luontaisesta kehityksestä ja voimme hoitaa ja käyttää metsiämme mahdollisimman kestävästi sekä säilyttää metsien monimuotoisuuden. Vaikka yleisesti tiedostetaan metsäpalojen merkitys metsän luontaisessa kehityksessä, metsiemme palohistoriaa (palofrekvenssiä, palojen laajuutta ja intensiteettiä) tunnetaan hämmästyttävän vähän. Puutteellisen tiedon takia metsiemme hoidossa on sovellettu muualta, pääasiassa Pohjois-Amerikasta ja Venäjältä, tuotua tietoa. Tämän seurauksena esimerkiksi laajoja avohakkuita on pidetty metsäpaloja vastaavina, mikä ei kuitenkaan Suomen oloissa pidä paikkaansa. Tärkein metsäpalojen esiintymiseen, laajuuteen ja voimakkuuteen vaikuttava tekijä on ilmasto, joten ilmastollisesti erilaisten alueiden tutkimustietojen soveltamisessa tulee olla hyvin varovainen. Metsiemme palohistoriaan liittyvää tutkimusta on tähän asti tehty hyvin vähän (esim. Saari 1923, Haapanen & Siitonen 1978, Tolonen 1985). Dendrokronologisesti, vuoden tarkkuudella, määritettyjä laajempia palohistorian tutkimuksia on tehty vain Pohjois-Karjalassa (Lehtonen ym. 1996, Lehtonen & Huttunen 1997).

### 2.8.2 Metsäpalohistorian määrittäminen

Metsäpalohistoria voidaan määrittää eri tavoin. Tietoja aikaisemmista metsäpaloista on mahdollista saada arkistotietojen ja vanhan karttamateriaalin avulla (Saari 1923). Menetelmä on kuitenkin ajallisesti rajoittunut ja kattaa yleensä maksimissaan vain runsaan 100 vuoden jakson, ja lisäksi ajanjaksoon sisältyvä tehokas palontorjunta heikentää aineiston käyttökelpoisuutta. Järvien pohjasedimenttitutkimuksella on mahdollista selvittää ajallisesti hyvin pitkälle ulottuva metsäpalohis-

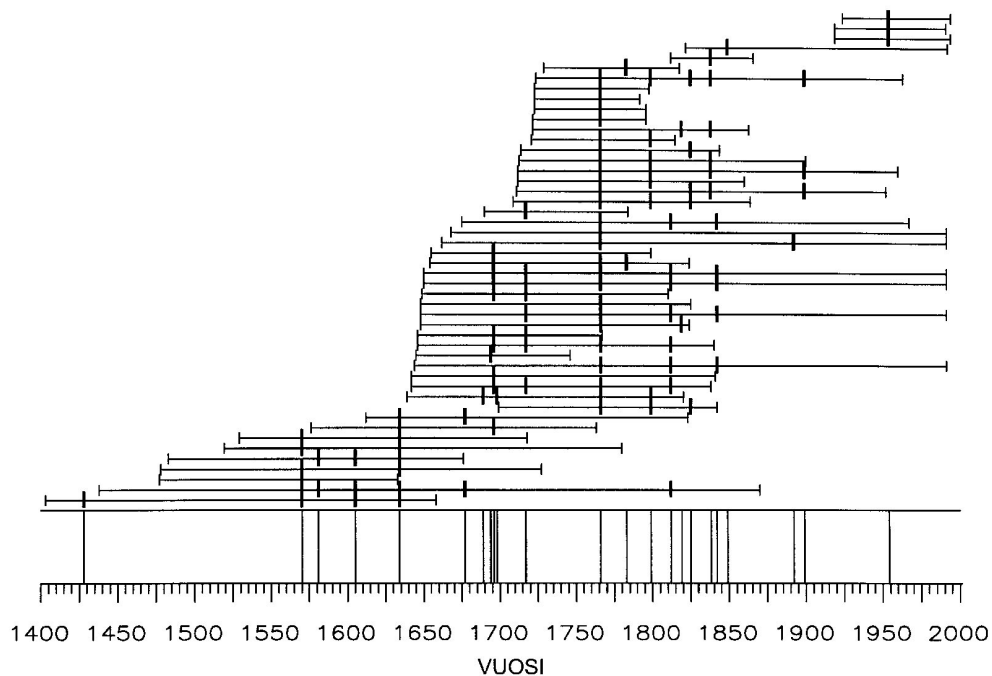
toria (Clark 1990). Menetelmä ei kuitenkaan ole täysin tarkka, ja lisäksi saadaan selville vain alueellinen paloväli eli kuinka pitkin välein jossain järven ympäristössä on palanut. Myöskään palojen laajuuksista ja palojen sijoittumisesta alueelle ei saada tietoa. Dendrokronologisin menetelmin metsäpalohistoria on mahdollista määrittää puissa olevien palokorojen avulla vuoden tarkkuudella noin 500 vuoden ajalta (Arno & Sneek 1977, Zackrisson 1977). Menetelmän etuna on tarkkuus ja tarkka paikkaan sidottu tieto menneisyyden metsäpaloista.

Dendrokronologisin menetelmin metsäpalohistoriaa selvittäessä näytteet voidaan kerätä elävistä puista, keloista tai kannoista. Kun näytteet ristiinajoitetaan paikallisen vuosilustosarjan avulla, voidaan käyttää kuolleista puista otettuja näytteitä ja näin määrittää pidempi metsäpalohistoria kuin pelkkiä eläviä puita käyttäen. Lisäksi ristiinajoituksella eliminoidaan mahdolliset näytepuiden lustosarjoissa esiintyvät virheet, kuten puuttuvat lustot ja valelustot. Näytteinä voidaan käyttää joko poikkileikkauskiekkkoja tai puun kyljestä otettuja kiilamaisia sektorinäytteitä. Kiekot ovat yleensä helpompia ajoittaa, koska niistä voidaan mitata useampi mittausselin. Käytännössä sektorinäytteiden käyttö on kuitenkin parempi vaihtoehto etenkin otettaessa näytteitä pystykeloista tai elävistä puista, koska näin tutkimusalueelle jäävät jäljet minimoituvat.

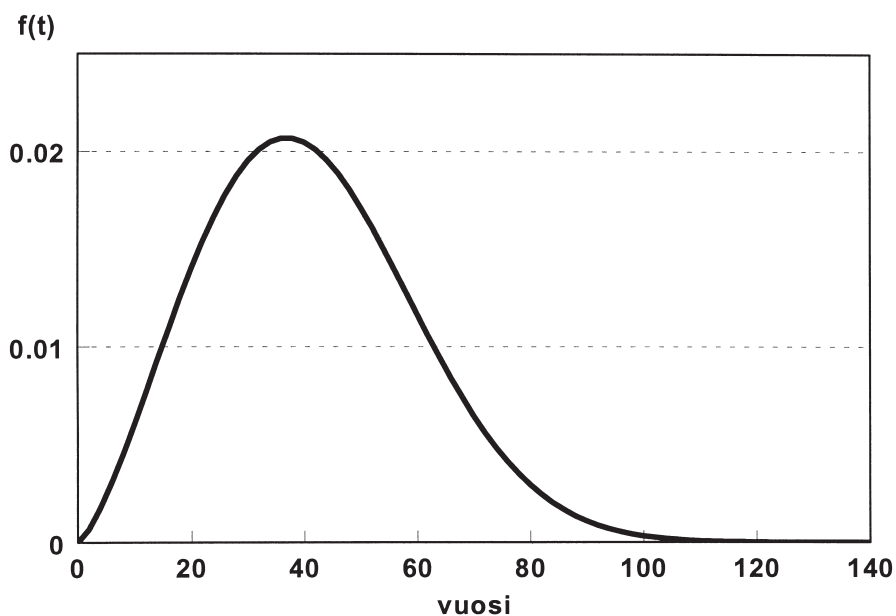
Näytteiden ajoituksen jälkeen voidaan muodostaa alueellinen palokronologia, josta nähdään alueella esiintyneet palot ja palojen esiintymisessä tapahtuneet muutokset (kuva 1). Palokronologia kertoo alueellista tietoa, ja sen avulla voidaan laskea palojen määrä tiettyä ajanjaksoa kohti tai keskimääräinen alueellinen paloväli eli palojen esiintymisen keskimääräinen väli jossain tutkimusalueella. On huomattava, että alueellinen paloväli on voimakkaasti riippuvainen pinta-alasta. Laajemmalla alueella on todennäköisesti ollut useampia paloja kuin pienemmällä alueella samana aikana. Palovälistä puhuttaessa tarkoitetaan yleensä palojen väliä tietyllä paikalla eli voidaan puhua pistefrekvenssistä. Pistefrekvenssiä laskettaessa pisteenä voi toimia yksittäinen puu, puujoukko tai mahdollisesti metsikkökuvio. Yksittäisistä puista laskettu paloväli saattaa kuitenkin poiketa metsikkökuvion lasketusta palovälistä, ja eri alueiden palovälejä vertailtaessa on tärkeää huomioida, mitä menetelmää niiden laskemiseen on käytetty. Keskimääräinen paloväli ei ole riittävä tunnus määrittäessä metsäpalohistoriaa vaan palovälijakauma on huomattavasti käyttökelpoisempi, sillä kahdella alueella voi olla keskimäärin sama paloväli, mutta jakaumat voivat poiketa huomattavasti. Myös matemaattisia malleja voidaan sovittaa palovälijakaumiin (Johnson & Van Wagner 1985) (kuva 2).

Myös palojen laajuus ja alueellinen sijainti ovat tärkeitä määrittäessä metsäpalohistoriaa. Paikkatietojärjestelmän avulla palojen laajuudet voidaan selvittää ja tarkastella palojen muodostamaa alueellista mosaiikkimaisuutta. Palojen voimakkuus on tärkeä ja vaikeasti määritettävä tunnus. Palon voimakkuutta voidaan kuitenkin arvioida esimerkiksi palosta selvinneiden puiden läpimitan avulla. Lisäksi paloalueiden ja puuston rakenteen yhteistarkastelulla saadaan tietoa palojen voimakkuudesta. Todennäköisesti palon ekologiset vaikutukset ovat erilaiset riippuen ajankohdasta, jolloin palo tapahtuu eli onko kyseessä kevätvalo vai syyskesän valo. Palokorojen avulla on myös mahdollista määrittää, onko palo-

tapahtunut kevätpuun vai kesäpuun muodostumisen aikana. Näin saadaan tietoa myös tarkemmasta paloajankohdasta (Dieterich & Swetnam 1984).



Kuva 1. Metsäpalohistoria Kitsin alueella, Pohjois-Karjalassa (Lehtonen & Huttunen 1997). Vaakasuorat janat esittävät yksittäisiä puita ja pystyviivat paloja. Alla yhdistetty palokronologia.



Kuva 2. Kitsin alueen palovälijakaumaan sovitettu Weibull-jakauma ( $f(t)$ ) (Lehtonen & Huttunen 1997). Keskimääräinen paloväli alueella 42 vuotta.



### 2.8.3 *Metsäpalohistoriatiedon soveltaminen luonnonsuojelualueilla*

Luonnonsuojelualueiden tarkoituksena on alkuperäisen luonnon suojeleminen ja monimuotoisuuden säilyttäminen. Luonnonsuojelualueiden hoidon yksi suuri haaste on, kuinka alueiden luontainen dynamiikka säilytetään. Jotta tässä onnistuttaisiin, luontaisen dynamiikan tuntemus on ensiarvoisen tärkeää. Luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon tulisi perustua tutkittuun tietoon. Metsäpalohistorian selvittäminen on yksi keino saada tietoa päätöksenteon tueksi. Laajemmille suojelualueille olisi hyvä laatia metsäpalosuunnitelma yhteistyössä palontorjuntaviranomaisten kanssa. Sen lähtökohtana olisivat metsäpalohistoriatutkimuksen antamat tiedot (palovälijakauma, palojen laajuus, palojen voimakkuus). Suojelualue tulisi jakaa alueisiin, joilla toimenpiteet vaihtelevat. Suojelualueilla on runsaasti kohteita, joilla palot on torjuttava (esim. rakennukset, muu infrastruktuuri, tietyt uhanalaisten lajien elinympäristöt, tärkeät tai harvinaiset biotoopit, kulttuurihistoriallisesti arvokkaat kohteet). Alueille, joilla palot sallitaan, tulisi myös laatia palojen rajoitussuunnitelma, jos alueen laajuus tai muoto sitä vaativat. Jos alueella päädytään palojen sytyttämiseen, tämän tulisi perustua tutkittuun tietoon ja palon tulisi jäljitellä mahdollisimman paljon luontaista paloa. Metsäpalohistorian tutkimus ei suoraan anna toimintaohjeita vaan tiedon, kuinka palot aiemmin ovat vaikuttaneet luonnossa ja muokanneet maisemaa. Pinta-alaltaan pienillä luonnonsuojelualueilla täydellinen palontorjunta voi olla paras vaihtoehto, tai paloalueita voidaan luoda tarkasti rajoitetuin poltoin.

Metsäpalotutkimuksessa törmää hyvin usein kysymykseen ”luontaisesta” palovälisestä. Pohjois-Amerikassa palohistoria ajalta ennen uudisasukkaiden tuloa määritellään usein luontaiseksi eikä alkuperäiskansojen vaikutusta läheskään aina huomioida. Luontainen paloväli on enemmän sopimuksenvarainen käsite. Luonnollisestikaan kaskikauden aikaisia palovälejä ei tule käyttää luonnonmukaisen metsänhoidon pohjana. Pohjasedimenttitutkimuksen avulla on mahdollisuus saada tietoa paloväleistä tuhansien vuosien takaa, jolloin ihmisen vaikutus on ollut minimaalista. On kuitenkin huomattava, että myös ilmastolliset olot olivat menneisyydessä erilaiset, joten ajallisesti kaukaa oleva tieto ei välttämättä ole soveltamiskelpoista nykyisissä oloissa. On tärkeää muistaa, että esimerkiksi palovälijakauma ei ole mikään staattinen tunnus, vaan ilmaston muutoksien mukana muuttuva (esim. Johnson & Larsen 1991).

Metsäpalohistoria antaa merkittävää taustatietoa ymmärtää luonnonsuojelualueidemme nykyistä tilaa ja tukee myös alueilla tehtävää tutkimusta. Esimerkiksi puuston rakenne- ja dynamiikkatutkimus ja kasvillisuusanalyysi voidaan sitoa alueen häiriöhistoriaan ja viimeisestä palosta kuluneeseen aikaan. Luonnonsuojelualueita käytetään usein tutkimuksissa luonnonmukaisina vertailualueina. Mutta kuinka luonnonmukaisia luonnonsuojelualueet loppujen lopuksi ovat? Vertailututkimuksessa meidän tulisi tuntea alueen kehityshistoria. Metsäpalohistoria yhdistettynä muuhun alueesta löytyvään historialliseen tietoon antaa meille tietoa alueen aikaisemmista vaiheista ja siitä kuinka alue on kehittynyt nykyiseen tilaansa. Näin tutkimustulosten tulkinta ja soveltaminen on vankemalla pohjalla ja virheellisten johtopäätösten todennäköisyys pienenee.

Metsäpalohistoriatutkimuksen hyöty ja tarve niin luonnonsuojelualueiden hoidossa kuin luonnonmukaisen metsänhoidon kehittämisessä on ilmeinen. Suomessa on tarpeen saada alueellisesti koko maan kattavaa tutkittua tietoa metsiemme aikaisemmasta kehityksestä.

### *Lähteet*

- Arno, S. F. & Sneck, K. M. 1977: A method for determining fire history in coniferous forests of the Mountain West. – USDA Forest Service General Technical Report INT-42.
- Clark, J. S. 1990: Fire and climate change during the last 750 yr in northwestern Minnesota. – *Ecological Monographs* 60(2): 135–159.
- Dieterich, J. H. & Swetnam, W. S. 1984: Dendrochronology of a fire-scarred Ponderosa pine. – *Forest Science* 30: 238–247.
- Haapanen, A. & Siitonen, P. 1978: Kulojen esiintyminen Ulvinsalon luonnonpuistossa. – *Silva Fennica* 12: 187–200.
- Johnson, E. A. & Van Wagner, C. E. 1985: The theory and use of two fire history models. – *Canadian Journal of Forest Research* 15: 214–220.
- & Larsen, P. S. 1991: Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. – *Ecology* 72: 194–201.
- Lehtonen, H. & Huttunen, P. 1997: History of forest fires in eastern Finland from the 15th century AD – the possible effects of slash and burn cultivation. – *The Holocene* 7(2): 223–228
- , Huttunen, P. & Zetterberg, P. 1996: Influence of man on forest fire frequency in North Karelia, Finland, as evidenced by fire scars on Scots pines. – *Annales Botanici Fennici* 33: 257–263.
- Saari, E. 1923: Kuloista etupäässä valtion metsiä silmälläpitäen. – *Acta Forestalia Fennica* 26(5):1–155.
- Tolonen, M. 1985: Palaeoecological record of local fire history from a peat deposit in SW Finland. – *Annales Botanici Fennici* 22: 15–29.
- Zackrisson, O. 1977: Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. – *Oikos* 29: 22–32.

*Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta*

- Lehtonen, H. 1997: Forest fire history in North Karelia: dendroecological approach. – D. Sc. (Agr. and For.) thesis, University of Joensuu, Faculty of Forestry.
- 1998: Fire history recorded in pine trunks and stumps: Influence of land use and fires on forest structure in North Karelia. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 462–468.
- & Aarnio, J. 2000: Historiallisten arkistolähteiden ja dendroekologian yhdistäminen metsäpalohistorian tutkimuksessa: esimerkki Lieksan Autiovaaran alueelta. – *Terra* 112(1): 21–29.
- & Kolström, T. 2000: Forest fire history in Viena Karelia, Russia. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 15.

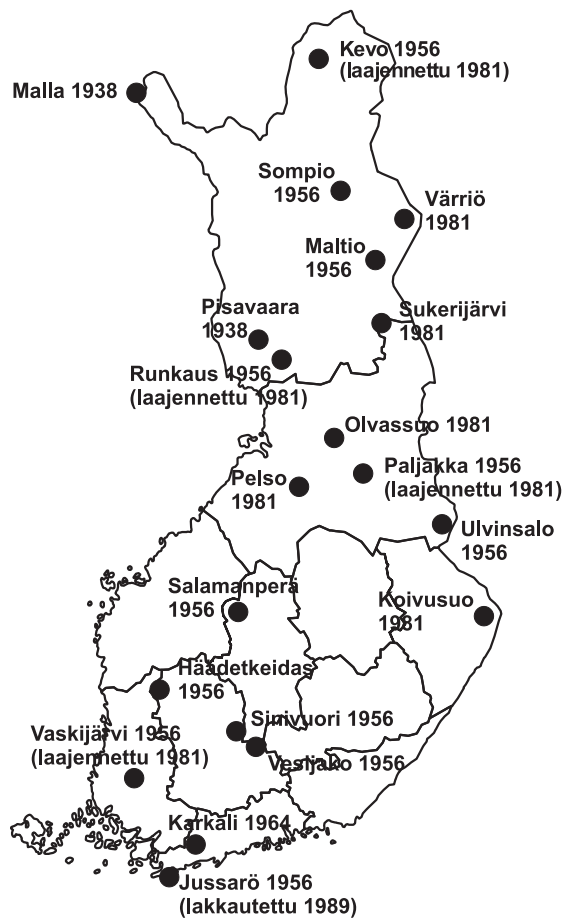
## 2.9 Luonnonpuistojen suojelutilanne

Eero Kakkuri ja Eino Piri  
Metsäntutkimuslaitos

### 2.9.1 Luonnonpuistot

Luonnonpuistot kuuluvat Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) luokituksessa ankarimmin suojeltujen tieteellisten säästiöiden kategoriaan Ia (Strict Nature Reserve). Näiden päätarkoitus on suojelun ohella palvella tieteellistä tutkimusta. Tavoitteena on, että tieteelliset säästiöt kehittyvät ja niiden ekologiset prosessit tapahtuvat mahdollisimman luonnonvaraisena.

Tämä edellyttää ihmisen aiheuttamien muutosten ja lähivaikutusten estämistä. Matkailu, virkistyskäyttö ja yleisön pääsy alueelle yleensä kielletään. Kansainvälisissä luokituksissa liikkumisen rajoittaminen on oleellinen tekijä, joka erottaa tieteelliset säästiöt yleisiksi nähtävyyksiksi perustetuista kansallispuistoista (kategoria II – National Park) (Sippola 1989, Metsähallitus 1993, Guidelines for... 1994).



Maassamme on tällä hetkellä 19 luonnonpuistoa (kuva 1). Vanhimmat luonnonpuistot ovat vuonna 1938 perustetut Malla ja Pisavaara. Luonnonpuistojen verkostoa täydennettiin vuosina 1956, 1964 ja 1981. Luonnonpuistoista 14 on Metsähallituksen ja viisi Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa (Kansallispuistokomitea 1976, Ruhkanen ym. 1992, Metsähallitus 1994).

Kuva 1. Suomen nykyiset luonnonpuistot sekä niiden perustamis- ja laajennusvuodet.

Luonnonpuistojen kokonaispinta-ala on noin 152 000 hehtaaria. Siitä Lapin läänissä on 131 000 ha ja Oulun läänissä 15 000 ha. Etelä-Suomen seitsemän luonnonpuiston pinta-ala on kaikkiaan noin 5 400 ha. Luonnonpuistot sijaitsevat pääosin vähäpuustoisilla tai puuttomilla jouto- ja kitumailla. Kokonaisuutena alasta

ainoastaan vajaa neljännes (23 prosenttia) on metsämaata. Metsät ovat puuntuotannollisessa mielessä yleensä vanhoja. Yli 100-vuotiaan puuston osuus metsämaan pinta-alasta on yli 90 prosenttia. Luonnonpuistoissa on vesialueita vähän, noin 2 prosenttia kokonaispinta-alasta (Ruhkanen ym. 1992).

## 2.9.2 Suojelun toteuttaminen vuoden 1923 luonnonsuojelulailla

### 2.9.2.1 Laki

Maamme ensimmäinen luonnonsuojelulaki (71/23) tuli voimaan vuonna 1923. Laissa asetettiin luonnonpuistojen suojelun tavoitteeksi luonnon säilyttäminen koskemattomana. Luonnonsuojelulaissa lueteltiin suojelun aiheuttamat rajoitukset muille käyttömuodoille. Sen mukaan luonnonpuistoissa oli kielletty maanviljely, metsänhakkuu ja eläinten laiduntaminen. Kiellettyjä toimintoja olivat myös kivennäislöydösten, maa-ainesten ja vesivoiman hyödyntäminen. Luonnonpuistoissa ei saanut harjoittaa metsästystä, kalastusta ja keräilyä eikä tuottaa häiriötä luonnolle.

Vuoden 1923 luonnonsuojelulaissa ei kielletty liikkumista luonnonpuistoissa. Laki antoi kuitenkin mahdollisuuden laatia alueille erityisiä järjestyssääntöjä, joissa liikkuminen voitiin kieltää.

### 2.9.2.2 Asetukset

Vuoden 1923 luonnonsuojelulain (71/23) mukaan asetuksella oli mahdollista säätää poikkeuksia laissa määrättyihin kieltoihin. Tätä oikeutta käytettiin varsin laajasti (Kakkuri & Piri 1996).

**Kaikissa** luonnonpuistoissa sai tehdä ja huoltaa tieteellistä tutkimustoimintaa ja opetusta palvelevia rakennuksia ja tiestöä. Eläinten pyytäminen sekä kasvi- ja kivennäisnäytteiden vähäinen ottaminen tieteellistä ja opetuksellista tarkoitusta varten oli sallittua puiston haltijan luvalla. Vahingollisia kasvi- ja eläinlajien yksilöitä voitiin vähentää ministeriön luvalla. Alueen luonnontilan palauttamiseen tähtäävät hankkeet olivat myös sallittuja. Samoin kaikissa luonnonpuistoissa sai ryhtyä yleishyödyllisiä tarkoituksia palveleviin toimenpiteisiin, jotka liittyivät esimerkiksi sähkö- ja puhelinlinjojen kunnostukseen, kulontorjuntaan, rajojen vartiointiin tai maanmittaustöihin. Poronhoitoalueella olevissa luonnonpuistoissa voitiin lisäksi harjoittaa porotaloutta sekä tehdä elinkeinon edellyttämiä rakenteita, leiriytyä ja liikkua poronhoitotöissä myös moottoriajoneuvoilla. Malan luonnonpuistossa poronhoito oli kuitenkin kielletty (Asetus eräistä... 932/81).

Asetuksissa oli myös monia **yksittäisiä** luonnonpuistoja koskevia säännöksiä. Paikallisille asukkaille annettiin erioikeuksia monen luonnonpuiston alueelle etenkin Lapin ja Oulun lääneissä. Oikeudet olivat laajimmat Kevon luonnonpuistossa. Kevolla paikalliset asukkaat saivat marjastaa, sienestää, kalastaa, harjoittaa riekon ansapyyntiä sekä Metsähallituksen luvalla rakentaa luontaiselinkeinoihin liittyviä turvekammeja ja ottaa kotitarvepuuta. Sompion luonnon-

puistossa oli sallittua marjastus, sienestys sekä riekon ansapyynti. Paikallinen väestö sai pelkästään marjastaa ja sienestää Lapin läänissä Runkauksen, Maltion ja Värriön luonnonpuistoissa sekä Oulun läänissä Olvassuon, Pelson ja Sukerijärven luonnonpuistoissa. Paikallisella väestöllä oli marjastus- ja sienestys oikeus myös Itä-Suomessa sijaitsevassa Koivusuon luonnonpuistossa. Lisäksi kaikilla edellä mainituilla suojelualueilla sai Metsähallituksen luvalla lopettaa avuttomassa tilassa olevan eläimen tai ottaa haltuun alueelle kaatuneen riistaeläimen (Asetus eräistä... 12/95).

Asetuksella määriteltiin erikseen Lapin läänissä sijaitsevan Sompion luonnonpuiston vesialueiden käytöstä. Sompion luonnonpuiston rauhoitus ei rajoittanut vesivoiman tuotantoa palvelevaa Lokan tekoaltaan säännöstelyä. Luonnonpuiston rauhoitus ei myöskään ollut esteenä kalastuksen harjoittamiselle alueeseen kuuluvassa Sompiojärvässä (Asetus eräistä... 12/95).

### 2.9.2.3 Järjestyssäännöt

Järjestyssäännöillä voitiin luonnonsuojelulain (71/23) nojalla kieltää liikkuminen alueella tai osalla sitä. Useissa luonnonpuistoissa paikalliset asukkaat saivat liikkua asetuksen perusteella joko poronhoitotöissä tai marjastamassa ja sienestämässä (Asetus eräistä... 932/81, Asetus eräistä... 12/95).

Järjestyssäännöillä kiellettiin liikkuminen kokonaan vain Etelä-Suomessa sijaitsevilla Häädetkeitaan ja Vesijaon luonnonpuistoissa. Järjestyssääntöjen perusteella yleisö sai liikkua merkittyjä reittejä pitkin yhdentoista luonnonpuiston alueella. Seitsemässä luonnonpuistossa sai liikkua vapaasti talvisaikaan. Lisäksi kolmessa Lapin läänissä sijaitsevassa luonnonpuistossa yleisöllä oli oikeus leirytyä (Kakkuri & Piri 1996).

Metsähallituksen vahvistamien järjestyssääntöjen mukaan Lapin ja Oulun läänissä sijaitsevilla Kevon, Sompion, Paljakan ja Ulvinsalon luonnonpuistoissa sai luvanvaraisesti käyttää moottoriajoneuvoa tieteellisiin, matkailullisiin tai muihin tarkoituksiin. Moottoriajoneuvoa voitiin käyttää Metsähallituksen luvalla myös Etelä-Suomessa Sinivuoren ja Vaskijärven luonnonpuistoissa. Lapin läänissä sijaitsevassa Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevassa Mallan luonnonpuistossa voitiin talvisaikaan liikkua moottoriajoneuvolla määrättyllä reitillä puiston rajan tuntumassa (Kakkuri & Piri 1996).

### 2.9.3 Vuoden 1996 luonnonsuojelulaki

Vuonna 1923 annettu luonnonsuojelulaki (71/23) kumottiin uudella luonnonsuojelulaille (1096/96). Suojelualueet ovat kansallispuistot, luonnonpuistot ja muut luonnonsuojelualueet. Luonnonsuojelualueiden yleisten perustamisedellytysten lisäksi luonnonpuistoille on määritelty laissa erityiset perustamisedellytykset (12 §). Niiden mukaan luonnonpuistoilla on oltava merkitystä luonnonmukaisen kehityksen turvaamiselle, tieteelliselle tutkimukselle tai opetukselle.

Luonnonpuistoilla ja kansallispuistolla on uudessa luonnonsuojelulaisissa samat yleiset rauhoitussäännökset (13 §). Lain mukaan luonnonpuistossa ovat kiellettyjä pääosin vastaavat toiminnot kuin vuoden 1923 lainsäädännössä. Lisäyksenä on tullut erityinen maininta kiellosta rakentaa rakennuksia, rakennelmia ja teitä. Lakiin sisältyy myös säännös, jonka mukaan luonnonpuistossa ei saa ryhtyä alueen luonnonoloihin, maisemaan taikka eliölajien säilymiseen epäedullisesti vaikuttaviin toimiin. Luonnonpuistoissa on rajoitettu liikkumista niin, että se erikseen osoitettujen teiden, polkujen tai alueiden ulkopuolella on luvallista vain haltijaviranomaisen luvalla (18 §). Aiemmin näillä alueilla liikkuminen oli sallittua, jos sitä ei oltu erikseen kielletty.

Kuten vuoden 1923 laki, antaa myös uusi luonnonsuojelulaki mahdollisuuden poiketa rauhoitussäännöksistä. Uusi luonnonsuojelulaki (14 §) määrittelee poikkeukset rauhoitussäännöksiin yhteisesti kansallis- ja luonnonpuistoille. Vuoden 1923 laista poiketen uusi laki antaa oikeuden poimia marjoja ja hyötysieniä, onkia ja pilkkiä sekä harjoittaa poronhoitoa luonnonpuistossa. Aiemmin poronhoito oli asetuksen mukaan sallittua poronhoitoalueella muissa luonnonpuistoissa paitsi Mallan luonnonpuistossa.

Luonnonpuiston haltijaviranomaisella on edelleen pääosin samat mahdollisuudet kuin aiemminkin lupakäytännöllä ohjata alueella tapahtuvia toimintoja. Kaikissa luonnonpuistoissa on alueen haltijaviranomaisen luvalla (15 §) mahdollista kalastaa muutoinkin kuin onkimalla ja pilkkimällä sekä ottaa haltuun alueelle kaatunut riistaeläin sekä laskeutua ilma-aluksella. Aiemmasta laista poiketen kalastaminen, marjastaminen ja sienestäminen esitetään periaatteessa mahdolliseksi kaikissa luonnonpuistoissa. Luonnonpuiston rauhoitussäännöksistä voidaan asetuksella säätää muitakin aluekohtaisia poikkeuksia (16 §), jos ne eivät vaaranna alueen perustamistarkoitusta. Poikkeukset voivat koskea mm. puolustusvoimien toimintaa, lentoturvallisuutta, oikeutta metsästää, luontaiselinkeinojen harjoittamista tai saamelaiden oikeuksien huomioon ottamista.

Luonnonpuistolle voidaan edelleen laatia järjestyssääntö (20 §). Aiemmasta poiketen järjestyssääntö koskee alueen käyttäjiä eikä vain kävijöitä. Järjestyssäännöllä pystytään rajoittamaan kuitenkin vain liikkumista, leirytymistä, maihinnousua sekä veneen, laivan tai muun kulkuneuvon pitämistä. Liikkumis- ja maihinnousukiello tai -rajoitus edellyttää, että alueen eläimistön tai kasvillisuuden säilyminen sellaista vaatii (18 §). Säädös muodostuu ongelmaksi silloin, kun halutaan sallia luonnonpuistoissa liikkuminen, muttei luonnontuotteiden hyödyntämistä.

Alueen hallinnasta vastaava viranomaisella voi luonnontutkimukseen liittyvästä tai muusta erityisestä syystä rajoittaa porojen laiduntamista luonnonpuistossa (14 §). Rajoittamisesta aiheutuvat aitaamis- ja muut kustannukset suoritetaan valtion varoista.

## 2.9.4 Tarkastelu

### 2.9.4.1 Säädstö

Sekä vanhan vuoden 1923 luonnonsuojelulain (71/23) että uuden luonnonsuojelulain (1096/96) keskeisenä tavoitteena on luonnonpuistojen luonnon-tilan säilyttäminen ja tutkimustarpeiden tyydyttäminen. Tämä edellyttää eri käyttömuotoja rajoittavaa ankaraa suojelusäädstöä ja alueiden koskemattomuutta. Luonnonpuistomme eivät kuitenkaan käytännössä ole täysin täyttäneet tieteelliselle säästiölle asetettuja kansainvälisiä vaatimuksia ja voitaneen sanoa, ettei suomalainen luonnonpuisto ole säädstösten pohjalta useinkaan eronnut suuresti kansallispuistosta.

Luonnonpuistoissa sallitut toiminnot ovat vaihdelleet eri aikoina. Alkuperäisen luonnonpuistojen perustavoitteen vastaisesti on, luonnonsuojelulain (71/23) nojalla annetuina asetuksina, varsin paljon lievennetty koskemattomuuteen liittyviä määräyksiä. Esimerkiksi laiduntaminen ja metsästyks oli monissa luonnonpuistoissa pitkään sallittua. Metsästyksen osalta koskemattomuuden periaate toteutui yleisesti vasta vuonna 1995. Matkailullisen kiinnostuksen lisääntyessä alueita kohtaan niihin on perustettu yleisölle avoimia polkuja sekä annettu haltijaviranomaiselle mahdollisuus sallia moottoriajoneuvoliikennettä. Vanhan luonnonsuojelulain (71/23) suomaa oikeutta rajoittaa liikkumista käytettiin varsin rajallisesti (Kakkuri & Piri 1996).

Luonnonpuistojen koskemattomuuden perustavoite otettiin huomioon ainoastaan Häädetkeitaan ja Vesijaon luonnonpuistojen suojelusäädstöksissä, joissa rajoitettiin tehokkaasti alueiden muuta käyttöä. Kyseiset luonnonpuistot ovat kuitenkin kooltaan niin pieniä, ettei niitä ole hyväksytty Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton luettelossa tieteellisiksi säästiöiksi (1993 United Nations... 1994). Siten yksikään luonnonpuistoistamme ei tiukasti ottaen täytä IUCN:n tieteelliselle säästiölle (kategoria Ia) asetettuja kansainvälisiä vaatimuksia.

Monissa luonnonpuistoissa on annettu paikallisille asukkaille erioikeuksia luonnontuotteiden hyödyntämiseen ja lisäksi sallittu perinteisten elinkeinojen harjoittamista. Porotalous on harjoitettavista luontaiselinkeinoista voimakkain käyttömuoto. Erityisesti tämän käyttömuodon voimakkuus on ristiriidassa luonnonpuistojen koskemattomuuden periaatteen sekä IUCN:n luokituksen tieteellisille säästiöille asetettujen tavoitteiden kanssa. Uuden luonnonsuojelulain (1096/96) mukaan poronhoito on sallittua kaikissa luonnonpuistoissa. Sen nojalla porojen laiduntamiseen voidaan puuttua vain aitaamalla luonnonsuojelualue. Tämä on kuitenkin käytännössä vaikeaa. Lisäksi aitaaminen rajoittaisi luonnonsuojelun kannalta tärkeiden eläinten liikkumista. Luonnontilaisuuden säilyttäminen edellyttää eräillä alueilla porojen laiduntamisen vähentämistä tai lopettamista.

Merkittävä ristiriita alueen koskemattomuuden kanssa aiheutuu periaatteessa myös siitä, että monissa luonnonpuistossa voidaan järjestyssääntöjen perusteella käyttää moottoriajoneuvoja matkailu- tai muihin tarkoituksiin. Luonnonpuis-



toissa liikkumista voitaisiin säädellä nykyistä enemmän vuodenaikojen mukaan, jolloin rajoituksia voitaisiin lieventää syksy- ja talvikautena.

Tähän mennessä luonnonpuistojen tutkimukselle ja opetukselle tarjoamia mahdollisuuksia ei ole riittävästi hyödynnetty. Myös säädöstö on asettanut tutkimuskäytölle varsin tiukkoja rajoitteita, vaikka toisaalta on sallittu luontoon voimakkaastikin vaikuttavia käyttömuotoja. Uuden luonnonsuojelulain (1096/96) rauhoitussäännökset, poikkeukset rauhoitussäännöksistä sekä järjestyssäännön antamisen edellytykset ovat yhtenäisiä kansallispuistojen vastaavien säädösten kanssa, eivätkä näin ollen korosta luonnonpuiston erityisasemaa luonnonsuojelualueiden joukossa. Toisaalta alueiden käytännön suojelutavoitteiden toteuttaminen ei aina edellyttänyt tieteellisen säästön suojeluastetta. Monissa luonnonpuistoissamme on jo perinteisesti muuta käyttöä, ja suojeluastetta voitaisiin tarvittaessa harkita tarkennettavaksi todellisen käytön mukaiseksi.

#### 2.9.4.2 Alueellinen edustavuus

Maamme luonnonpuistot muodostavat suhteellisesti varsin pienen osan luonnonsuojelualueiden verkostostamme. Luonnonpuistojen osuus valtion maiden luonnonsuojelualueiden ja erämaa-alueiden yhteenlasketusta maapinta-alasta oli noin 6 %. Valtion mailla oli vuonna 1996 lakisäätteisiä luonnonsuojelualueita kaikkiaan noin 2,7 miljoonan hehtaarin maapinta-alalla (Metsätilastollinen vuosikirja 1996).

Luonnonpuistoissa on vesiä ainoastaan noin 2 % kokonaisalasta. Tämä on ekologiselta kannalta merkittävä puute. Tällä hetkellä yksikään luonnonpuistoistamme ei sijaitse merialueella eikä suurten sisävesien järviolueilla. Luonnonpuistoverkostoa tulee täydentää etenkin vesialueiden osalta. Varsinkin Itämeren alueen suojelualueverkoston kehittämistä pidetään myös kansainvälisesti tärkeänä (Parks for... 1994).

Luonnonpuistojemme perustamishistorian vuoksi metsämaan reheviä kasvupaikkatyyppisiä alueita tällä hetkellä niukasti. Luonnonpuistoverkostomme luonnonmaantieteellistä edustavuutta voidaan niin ikään pitää puutteellisenä. Luonnonpuistomme keskittyvät pääosin Pohjois-Suomeen. Etelä-Suomen seitsemän luonnonpuiston pinta-ala on yhteensä ainoastaan noin neljä prosenttia luonnonpuistojen kokonaisalasta (152 000 ha). Lisäksi neljää Etelä-Suomen luonnonpuistoa ei ole pienen kokonsa vuoksi hyväksytty kansainvälisen luonnonsojeluliiton (IUCN) luokituksessa tieteelliseksi säästiöksi.

Maamme eri tyyppisiä suojelualueita tulisi tarkastella ja kehittää kokonaisuutena. Suojelualueverkoston eri kategorioineen tulee taata alkuperäisen luonnon säilyminen valtakunnallisesti ja alueellisesti. Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton normiston mukaisia tieteellisiä säästiöitä voitaneen perustaa myös nykyisten suojelualueidemme rajojen sisäpuolelle. Suojelualueverkoston tarkoituksenmukainen kehittäminen edellyttää eri asteisten luonnonsuojelutarpeiden ja toimen-

piteiden selvittämistä sekä tämän pohjalta laadittavaa luonnonsuojelun kokonaisohjelmaa.

### *Lähteet*

1993 United Nations List of National Parks and Protected Areas 1994. – World Conservation Monitoring Centre, IUCN Commission on National Parks and Protected Areas. IUCN. S. 82–83.

Asetus eräistä valtion omistamille alueille perustetuista kansallispuistoista ja luonnonpuistoista 18.12.1981/932.

Asetus eräistä valtion omistamille alueille perustetuista kansallispuistoista ja luonnonpuistoista annetun asetuksen 6 §:n muuttamisesta 5.1.1995/12.

Guidelines for protected area management categories 1994. – IUCN commission on national parks and protected areas with the assistance of the World Conservation Monitoring Centre, Cambridge. 261 s.

Kakkuri, E. & Piri, E. 1996: Luonnonpuistoista luonnonsäästiöiksi. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 616. 46 s.

Kansallispuistokomitea 1976: Kansallispuistokomitean mietintö. – Komiteanmietintö 1976:88. 199 s. + liitteet.

Luonnonsuojelulaki 23.2.1923/71.

Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096.

Metsähallitus 1993: Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet. Valtion omistamien luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu. Sarja B 1. 55 s.

— 1994: Suomen kansallispuistot. – Metsähallitus, luonnonsuojelu, Helsinki. 94 s.

Metsätilastollinen vuosikirja 1996. – SVT Maa- ja metsätalous 1996:3. Helsinki. 352 s.

Parks for life: Action for protected areas in Europe 1994. – IUCN The World Conservation Union. 150 s.

Ruhkanen, M., Sahlberg, S. & Kallonen, S. 1992: Suojellut metsät valtionmailla 1991. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu 1. 90 s.

Sippola, A.-L. 1989: Suojelualuetyypit ja kansallispuistojen suojelun toteutuminen – Kahdeksan esimerkkiä. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 345. 181 s.

## 2.10 Vätsärin erämaan puustot ja niiden kehitys

**Tapio Tynys**  
**Metsähallitus**

Vätsärin erämaan männyt syntyivät pääosin 1700-luvun puolivälissä aikana, jolloin Bach oli jo vanha mies ja Mozart odotti syntymistään. Lapissa vallitsi suotuisa ilmastojakso (kuva 1). Se mahdollisti männyn siemenen hyvän tuleentumisen ja itämisen. Lämpimät kesät aiheuttivat myös laajoja metsäpaloja, ns. ”Eliaksen aikaisia paloja”, ja kuloalat tunnetusti taimettuvat hyvin.

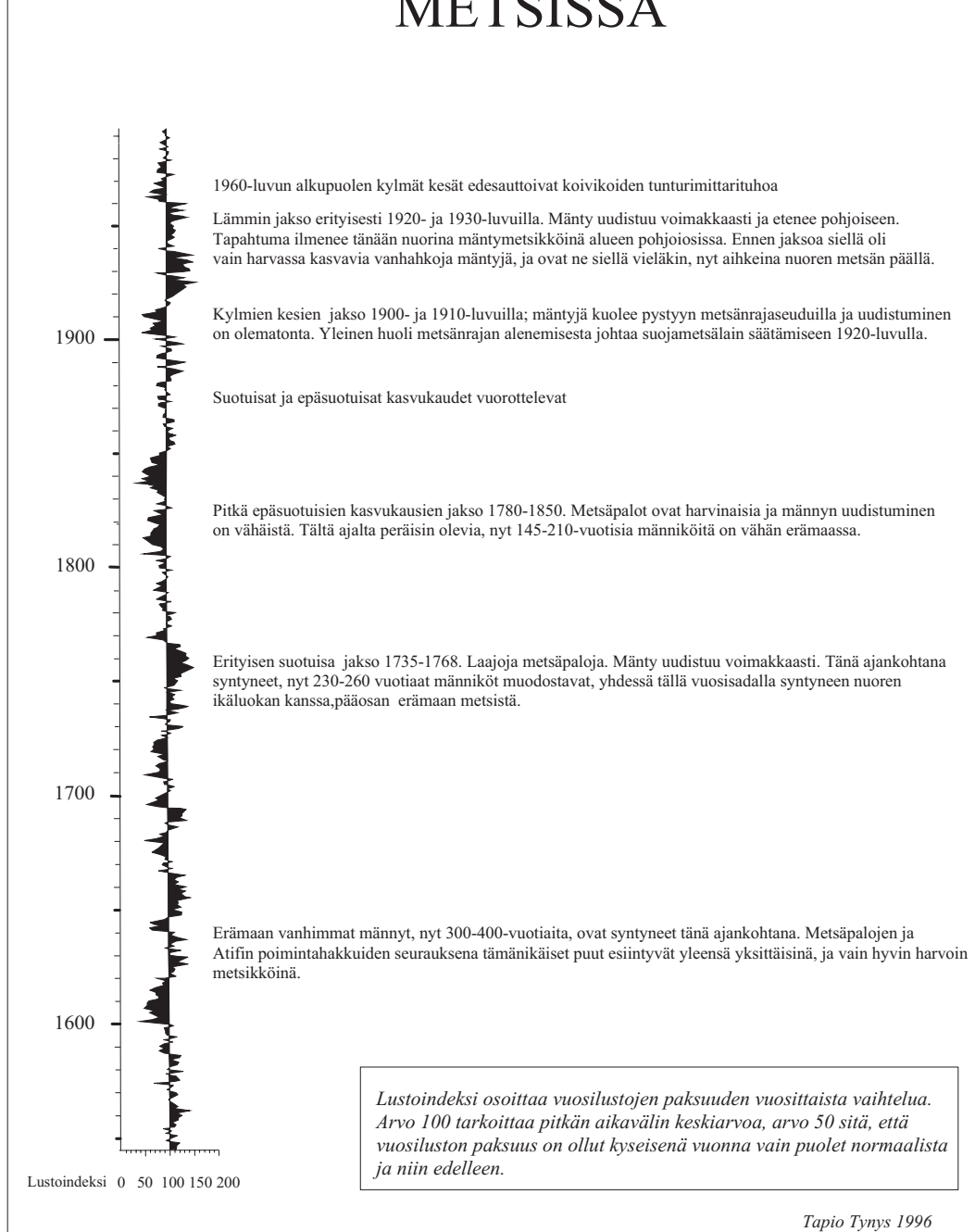
Metsähallitus mittasi 1800-luvun lopussa erämaan sahapuuvarannon ja kartoitti samalla alueen. Mänty oli valtapuuna, mutta koivua kasvoi melko yleisenä sen seassa. Inarijärven ranta kilometrin puolentoista matkalta kasvoi monin paikoin lähes puhdasta koivikkoa. Männiköt olivat enimmäkseen keski-ikäisiä. Vanhat metsät olivat harvinaisia ja nuoret metsät lähes puuttuivat erämaan keski- ja pohjoisosista. Vätsärin ylängön laiteilla oli paljon pystyyn kuolleita puita. Ne olivat osoituksena 1800-luvun loppupuolen epäsuotuisasta ilmastovaiheesta. Tuoreiden kuloalojen jälkiä näkyi vähän. Poikkeuksena oli kuitenkin Suolisjärven–Jankkilan väli, joka oli palanut lähes totaalisesti. Palot olivat syttyneet pääasiassa Jäämereltä palanneiden kalastajien merkkitulista. Sama alue oli myös hakattu (jo 1600-luvulta lähtien) niin tarkkaan, että kantoja oli enemmän kuin eläviä puita. Kaiken kaikkiaan näky valtaväylän varrella oli lohduuton.

Epäsuotuisat kesät aloittivat 1900-luvun. Männiköt harsuuntuivat pahoin ja toipuivat kunnolla vasta 1920-luvulla. Silloin alkoi epätavallisen lämmin jakso, joka kesti 1930-luvun loppuun. Tuona ajanjaksona mänty taimettui voimakkaasti myös erämaan pohjoisosassa. Luonnossa muutos tuli selvästi näköksälle viiveellä; vasta tänä päivänä tuon ajan taimikot tiettyvät selvästi maisemassa ja muodostavat 5–6-metrisen nuoren metsän aihkien lomaan. Inarissa ja Petsamossa paloi paljon 1920- ja 1930-luvuilla, mutta erämaa säästyy syystä tai toisesta. Tehokas palontorjunta alkoi 1920-luvulla. Myöhemmin paloja oli runsaasti, etenkin Inarijärvellä, mutta ne sammutettiin alkuunsa ja jäivät yleisesti pinta-alaltaan mitättömiksi (kuva 2).

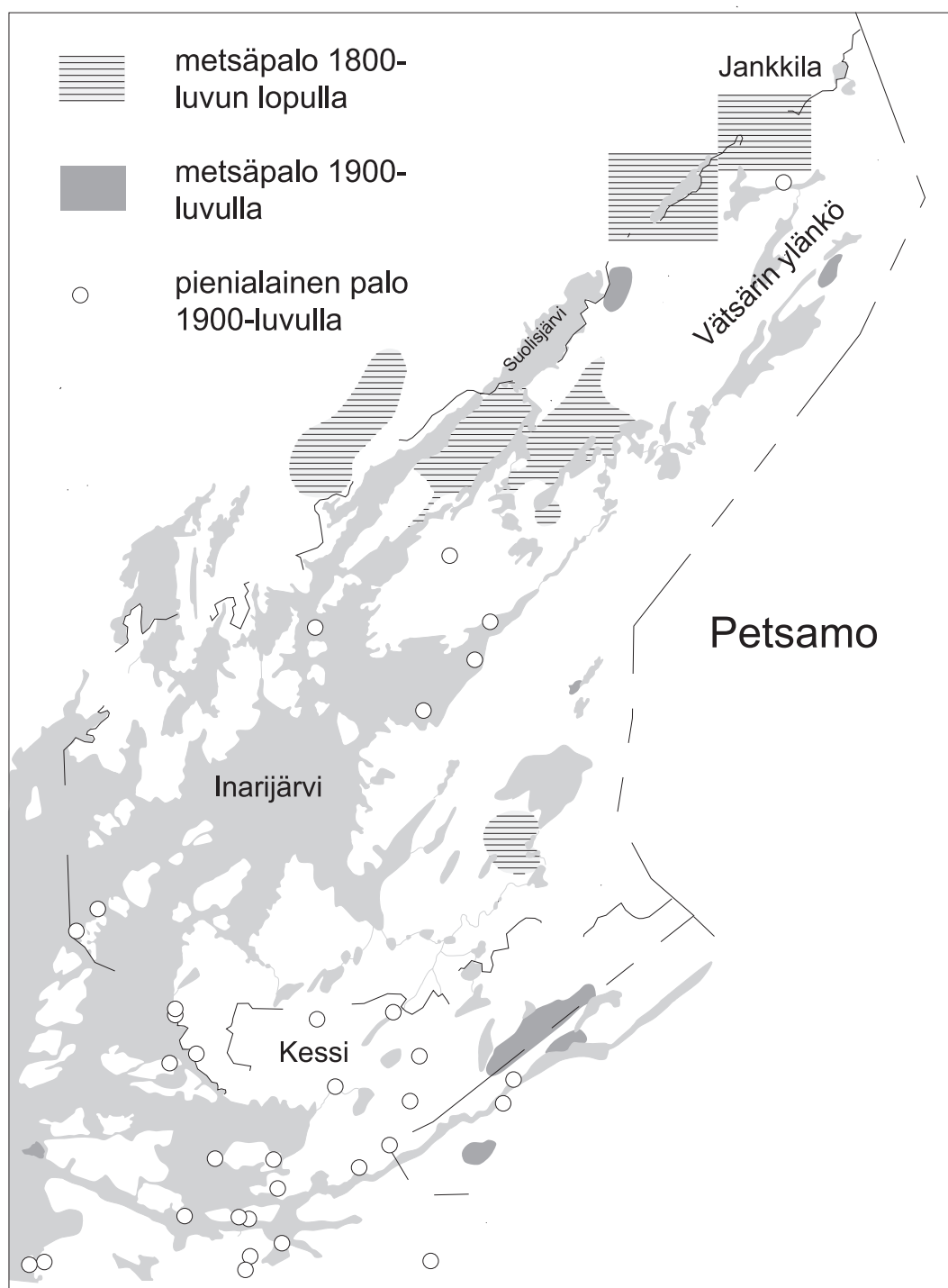
Atif-niminen metsäyhtiö aloitti suurten sahapuurunkojen poimintahakkuut 1920-luvun puolivälissä. Hakkuu kohdistui suurimpiin, parhaimpiin ja vanhimpiin puihin, ja puita poistettiin noin 20 kappaletta hehtaarilta ns. Kessin alueelta. Hakkuu säilytti metsän peitteellisenä, mutta metsän sisäinen kuva muuttui: aihkit ja kelot puuttuivat ja suuret maapuut kävivät harvinaisiksi seuraavina vuosikymmeninä.

Tavallista kylmempi ilmastovaihe tuli jälleen 1960-luvun alkupuolella. Se sattui samanaikaisesti tunturimittarin massaesiintymisen kanssa. Tunturimittarien toukat tuhosivat arviolta neljä viidesosaa erämaan koivuista, ja esimerkiksi Vätsärin ylänkö autioitui lähes kokonaan. Porot edesauttoivat tuhoa syömällä vesat, joilla koivut pyrkivät uudistumaan.

# ILMASTON VAIHTELUN ILMENEMINEN VÄTSÄRIN METSISSÄ



Kuva 1. Ilmaston vaihtelun ilmeneminen Vätsärin metsissä. Vuosilustoindeksin lähde: Timonen, M. 1996. Lapin metsien kasvun vaihtelu viimeisen 500 vuoden aikana. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 589.



Kuva 2. Dokumentoituja metsäpaloja Vätsärin erämaassa ja sen ympäristössä. Lähteet: H. R. Sandbergin matkakertomus ja Metsähallituksen metsäpalaraportit vuoden 1870 jälkeen. Vuosien 1885–1911 tiedot puuttuvat alueen eteläosasta, vuosien 1906–1911 ja 1931–1937 tiedot puuttuvat alueen pohjoisosasta.

Erämaan puustot ovat nykyisin lähes puhtaita männikköjä. Yhtenäisten mänty-metsien raja on etenemässä koilliseen. Koivikot vähenevät edelleen.

Erämaalain tarkoituksena on erämaaluonteen säilyttäminen, saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaaminen ja alueen monipuolisen käytön edistäminen. Mitä tekemistä metsien kehityshistorialla on tämän kanssa? On hyväksyttävä, että on tärkeämpää suojella luonnon prosesseja kuin luonnon jonkinhetkistä tilaa. On hyväksyttävä, että paluuta luonnontilaisiin metsiin ei ole, sillä erämaala-ki on tehty myös tiettyjen käyttömuotojen turvaksi. Mutta ensin on tiedettävä, mitä luonnossa on tapahtunut ja tapahtuu. Vasta sen jälkeen voidaan tehdä oikeita poliittisia ja hallinnollisia päätöksiä.

Metsähallituksen tehtävänä on ohjata erämaiden hoitoa ja käyttöä. Sillä on kuitenkin varsin rajalliset valtuudet vaikuttaa erämaata muuttaviin prosesseihin (esim. palontorjunta). Siksi Metsähallituksessa laadittavat perusselvitykset erämaiden luonnon tilasta ja muutoksista muodostuvat käytännössä olennaisimaksi vaikuttamisen välineeksi.

### ***Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta***

Tynys, T. 1998: Vätsäriin erämaan metsien kehitys. – Metsähallituksen luonnon-suojelujulkaisuja. Sarja A 88. 38 s.

— 2000: Muuttunut Vätsäri. – Teoksessa: Tynys, T. (toim.), Vätsäri – erämaa järven takana. Metsähallitus, Ivalo. S. 161–186.

## 2.11 Aluekohtaisten kävijätietojen standardisoiminen

Tuija Sievänen  
Metsäntutkimuslaitos

### 2.11.1 Johdanto

Virkistysalueiden käytöstä ja kävijöistä on kerätty tietoa hajanaisesti. Virkistysaluejärjestelmän kehittäminen koko maan tasolla edellyttää kattavaa tietopohjaa siitä, miten virkistysalueita ja -palveluja käytetään ja ketkä ovat käyttäjiä. Valtakunnallisesta näkökulmasta aluekohtaisen kävijätutkimuksen mittamista tarvitaan virkistysalueiden laatuluokitusta varten.

Standardisointi tarkoittaa yhteisten mittausmenetelmien ja -tapojen kehittämistä. Kerättävä tieto mitataan samalla tavalla kaikissa kohteissa, joista halutaan alueellisesti tai valtakunnallisesti vertailukelpoista tietoa. Jos standardisointia ei ole tehty, on suuria vaikeuksia verrata esimerkiksi läänitason, viraston (esim. Metsähallituksen) eri alueilta tai jopa saman alueen eri aikaan kerättyjä tietoja. Tästä löytyy esimerkkejä vaikkapa Kanadasta (Beaman & Grimm 1989). Standardisoitu tieto kerätään virkistysalueista esimerkiksi aluetyypeittäin tai muuten luokiteltuna. Mittaamisen ei tarvitse tapahtua joka paikassa täysin samalla tavalla, mutta mittausmenetelmän, muuttujien ja mittareiden tulee olla siten yhteensopivia, että muuttujat ja mittarit ovat jälkikäteen luokiteltavissa yhteismitallisiksi. Tavoitteena on, että standardisoidut kysymykset muodostavat perusosan kaikissa kävijätutkimuksissa ja että kävijätutkimusten muut osiot sisältävät aluekohtaisia erityiskysymyksiä.

Kävijätutkimusten standardisointi ei luonnollisestikaan voi olla pakollinen ja jonkun tahon sanelema asia. Ajatuksena on suositella tiettyjen tärkeimpien mittattavien suureiden mittaustapoja kaikille kävijätutkimuksissa tekeville tai teettävälle taholle. Kävijäkyselyjen tekemiseen suositellaan tiettyjen kysymyspattereiden sisällyttämistä ja tiettyjen mittareiden soveltamista. Tämä standardisoitu lomakemalli toimii myös siten, että se antaa arvioperustan sellaisille tutkimuksen tilaajille, jotka eivät katso kuuluvansa julkishallinnon piiriin, mutta jotka voivat omien tarpeittensa mukaan käyttää hyväksi testattuja mittareita.

Standardisoidut kyselytekniikat perustuvat hyvin testattuihin ja koeltuihin menetelmiin. Suomessakin on tehty useita kävijätutkimuksia niin taajamien ulkoilualueilla ja seudullisilla virkistysalueilla, valtion retkeilyalueilla kuin myös erilaisilla luonnonsuojelualueilla. Varsin harvoin tutkimusraporteissa on kuitenkaan arvioitu käytettyjen menetelmien ja mittareiden soveltuvuutta tai tehokkuutta sekä mittaustarkkuutta tai syitä mittausrvirheisiin. Ulkomaisista tutkimuksista on löydettävissä jonkun verran myös menetelmäpohdintoja, testaus-tuloksia ja mittareiden luotettavuusarvioita. On tietenkin huomattava, että mittareiden luotettavuus ei ole sama asia kuin kyselytutkimuksen tulosten luotettavuus, johon vaikuttaa paitsi mittareiden hyvyys myös otanta-asetelma ja monet muut seikat.

## 2.11.2 Esimerkkejä kävijätutkimuksen muuttujista

### 2.11.2.1 Perusmuuttujat

Kävijärakenne on keskeinen selvityksen kohde (taulukko 1). Kävijärakenteen tärkeimmät tiedot ovat ikä, sukupuoli, koulutus ja kotipaikkakunta sekä alueella käyntiin liittyvän seurueen koko. Kävijärakennetiedoilla profiloidaan kävijäkuntaa tiedotuksen, opastuksen ja muiden palvelujen suunnittelua varten. Eri-tyisen tärkeitä ovat ryhmätiedot eli harrastaja-, vanhus-, nuoriso- ja perheryhmien osuudet kaikista kävijöistä. Kävijäkohtaisten käyntikertojen ja aluekohtaisen käyntikertojen määrän perusteella on mahdollista laskea alueen kävijämäärä. Käynnin aikaisia ulkoiluharrastuksia ja käyttömuotoja selvitetään lähinnä erilaisten palvelujen mitoittamiseksi. Eri ulkoilumuotojen harrastajien määräsuhteet on myös hyvä tietää, kun joudutaan sovittamaan eri harrastajaryhmiä samoille alueille. Lisäksi on tärkeää tutkia käynnin motiiveja, odotuksia, tyytyväisyyttä sekä asenteita. Niiden avulla selvitetään kävijätyytyväisyyttä, joka on luonnollisesti koko kävijätutkimuksen yksi tärkeimmistä tavoitteista. Viimeinen keskeinen tutkimusaihe on käyntiin liittyvät rahavirrat. Aluetaloudellisia vaikuttavuusanalyseja tarvitaan yhteiskunnan ylläpitämien luonnonsuojelu- ja virkistysalueiden perustamisen ja ylläpidon perustelemiseksi.

Taulukko 1. Kävijätutkimuksen keskeiset kerättävät tiedot.

ketä kävijät ovat	kävijäprofiili
mistä he tulevat	alueen väestöpohja
mitä he tekevät	ulkoiluharrastukset
missä he käyvät	alueellinen jakautuminen
mitä mieltä he ovat	odotukset, tyytyväisyys; asenteet/motiivit
miten paljon rahaa he kuluttavat	rahavirrat, taloudelliset arvot

### 2.11.2.2 Miten mitataan: yksittäisten muuttujien mittareita

Tiedonkeruussa on olennaista myös se, että tieto mitataan samalla tavalla tai että tiedot on helppo yhteismitallistaa jälkikäteen. Esimerkiksi iän voi mitata joko kysymällä ikävuosia tai syntymävuotta. Mutta jos ikä yritettäisiin mitata vaikkapa kysymällä minä vuonna henkilö aloitti peruskoulun tai meni armeijaan, ei mitaaminen mahdollista täsmällistä vertailua syntymävuoden avulla mitattuihin henkilöihin. Esimerkiksi käyntikertojen mittaaminen (taulukko 2) voidaan kysyä useammalla tavalla: 1) "milloin kävit viimeksi täällä?" tai 2) "kuinka usein kävit täällä viime viikon tai viime vuoden aikana?" Henkilöä pyydetään kertomaan käyntien lukumäärä täsmällisesti tai hänelle esitetään luokitteleva asteikko (esim. 1–12 krt/v., 13–50 krt/v. tai yli 50 krt./v). Luokitteleva mittari voi useimmiten olla riittävä, mutta sen mittaamia tietoja ei voi aina muuttaa toisenlaiselle asteikolle. Jos pitäisikin vertailun vuoksi tietää kuinka monta henkilöä kävi alueella vähintään 20 kertaa vuoden aikana, ei sitä yllä kuvatulla asteikolla tapahtuneen mittauksen perusteella voida varmasti sanoa.



Taulukko 2. Esimerkkejä käyntiin liittyvien muuttujien mittaamisesta.

Käyntikertojen useus	ensi kertaa, x kertaa viikossa/kuukaudessa/vuodessa/ viimeisten viiden vuoden aikana
Käynnin kesto	päiväkävijät: x minuuttia/tuntia ja yöpyjät: x vuorokautta;
Käynnin aikainen tekeminen	ulkoiluharrastukset/virkistyskäyttömuodot; luettelo tavallisimmista vuodenaikaan nähden sopivista harrastuksista ja muista mahdollisista toimintamuodoista; osallistuu/ei

Kävijätyytyväisyyden mittaamista suositellaan jokaiselle alueelle. Erityyppiset alueet vaativat omat mittarinsa, mutta standardisoiminen on tarpeen, jotta alueita voidaan verrata keskenään. Esimerkiksi valtion alueiden laatuluokitus on yksi tulevaisuuden tavoitteista. Kävijätyytyväisyysmittareita ei ole Suomessa paljonkaan käytetty, mutta esim. Yhdysvalloista, Kanadasta ja Britanniaista löytyy malleja, joiden pohjalta voidaan kehittää Suomeen soveltuvia mittareita (taulukko 3).

Taulukko 3. Malleja kävijätyytyväisyyden perusmittareiksi. Mitta-asteikko: ei sovi, surkea/kamala, ei tyytyväinen, onneton, enimmäkseen epätydyttävä, vaihteleva/sekava, enimmäkseen tyydyttävä, miellyttävä/tyydyttävä, erinomainen, ei tiedä, ei välitä.

Williamson ym. 1990	Customer Survey 1993
- Ensivaikutelma	- Alueen luonnon olosuhteet
- Maaston ja rakenteiden siisteys ja kunto	- Teiden, pysäköinnin ja näköalapaikkojen kunto ja sopivuus
- Henkilökunnan avuliaisuus ja palvelualltius	- Virkistyspalvelujen yleinen taso/laatu
- Saavutettavuuden helppous	- Henkilökunnan palvelualltius/avuliaisuus
- Aukioloajat	- Tarjottujen palvelujen ja varusteiden sopivuus
- Alueen vetovoima/viehätys	- Alueesta saatu ensivaikutelma
- Turvallisuus ja vartiointi (valvonta)	- Alueen tarjoamien harrastusmahdollisuuksien ja kiinnostavien kohteiden monipuolisuus
- Sosiaalitulojen (käymälöiden, pukuhuoneiden ja pesutilojen) siisteys	- Alueesta saatavilla oleva tieto
- Lemmikkieläinten valvonta	- Palvelujen ja varusteiden siisteys ja kunto
- Tiedotus	- Virkistyskokemus kokonaisuudessaan
	- Lähellä sijaitsevien ravitsemusliikkeiden ja majoituspaikkojen laatu ja sopivuus
	- Mahdollisuus nähdä luonnon eläimiä, lintuja ja kaloja

Käynnin syitä tai motiiveja mitataan testatulla perusmittarilla, joka on erilainen lähivirkistys- ja kaukovirkistysalueilla. Myös luonnonsuojelualueilla ja varsinaisilla virkistysalueilla on omia painotuksia, joten motiivimittareita on oltava jokaiselle aluetyypille (taulukko 4).

*Taulukko 4. Esimerkkejä käyntimotiivien perusmittarista. Kysymyksenä on "Mitkä asiat ovat tärkeitä vieraillessasi täällä tänään?".*

Kaukovirkistysalue/kansallispuisto (Kolin kansallispuisto) Sievänen 1993	Lähivirkistysalue (Aulangon ulkoilualue) Sievänen 1992
– uuteen paikkaan tutustuminen	– liikunta
– liikunta	– olla yhdessä perheen /ystävien kanssa
– olla yhdessä perheen /ystävien kanssa	– tarkkailla luontoa
– tutustua kasveihin ja eläimiin	– viettää mielekästä vapaa-aikaa
– nauttia luonnon rauhasta	– saada raitista ilmaa
– Koliin liittyy muistoja	– katsella rentouttavia maisemia
– viettää mielekästä vapaa-aikaa	– irtautua arkipäivän rutineista
– olla yksin omassa rauhassa	– nauttia luonnon rauhasta
– tavata muita, uusia ihmisiä	– ei ollut muuta tekemistä
– nauttia luonnon kauneudesta	– kohottaa kuntoa ja testata voimia
– tutustua lasten kanssa luontoon	– olla yksin omassa rauhassa
	– tavata muita, uusia ihmisiä
	– nauttia luonnon kauneudesta
	– tutustua lasten kanssa luontoon

### **2.11.3 Standardisoitujen mallien kehittäminen kävijätietojen keräämiseen**

Käynnissä oleva tutkimus "Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi" eli LVVI-projekti on ottanut yhdeksi tavoitteekseen aluekohtaisten kävijätutkimusten menetelmien kehittämisen. Ensiksikin tarvitaan kävijätutkimuksen malli, joka sisältää standardisoituja kysymyksiä, muuttujia ja mittareita. Lisäksi tarvitaan selkeitä ohjeita sekä suosituksia otannan tekemiseen. Standardisoituja kysymyksiä ja mittareita käyttämällä saadaan eri alueilta vertailukelpoisia tietoja koottavaksi paikkatietopohjaiseen valtakunnalliseen rekisteriin.

LVVI-projektia toteutetaan Metsäntutkimuslaitoksen koordinoimana yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen, Metsähallituksen, Kuntaliiton, Jyväskylän yliopiston liikuntatieteellisen tiedekunnan ja Joensuun yliopiston metsätieteellisen tiedekunnan tutkijoiden kanssa. LVVI-projektia ovat rahoittamassa maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, opetusministeriö, kauppa- ja teollisuusministeriö sekä sosiaali- ja terveysministeriö. LVVI-projektin päätarkoitus on tuottaa koko maata koskevia tilastoja virkistyskäytön kysyntätekijöistä (väestön ulkoilutarve) sekä tietokantoja tarjontatekijöistä (virkistyspalvelujen määrä ja laatu). Kolmantena tavoitteena on kehittää aluekohtaisten aineistojen yhdenmu-kaistamista ja sitä kautta saatavia tilastoja aluekohtaisista kävijätiedoista.

Aluekohtaisten kävijätietojen kokoaminen valtakunnalliseen tietokantaan mahdollistaa virkistys- ja suojelualueiden kävijämäärien muutoksen seuraamisen. Lisäksi tällä saadaan parhaiten tietoja virkistyskäytön kysynnän jakautumisesta erilaisille alueille.

### *Lähteet*

Beaman, J. & Grimm, S. 1989: Park use related data recording: a new direction for the Canadian Parks Service. – Teoksessa: More, T. A., Donnelly, M., Graefe, A. R. & Vaske, J. J. (toim.), Proceedings of the 1989 Northeastern Recreation Research Symposium. U.S. Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, General Technical Report NE-132. S. 69–76.

Customer Survey 1993: A questionnaire. (Park use). – U.S. Government Printing Office:1993-738-449.

Sievänen, T. 1992: Aulangon puistometsän matkailijoiden mielipiteet. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 443. 39 s. +liitteet.

— 1993: Kolin kansallispuiston kävijät. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 465. 53 s. + liitteet.

Williamson, B. N., Vaske, J. J. & Donnelly, M. P. 1990: Monitoring for quality control in New Hampshire State Parks. – Teoksessa: More, T. A., Donnelly, M., Graefe, A. R. & Vaske, J. J. (toim.), Proceedings of the 1990 Northeastern Recreation Research Symposium. U.S. Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, General Technical Report. NE-14. S.111–118.

### *Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta*

Erkkonen, J. & Sievänen, T. 2001: Kävijätutkimusopas. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 62. 81 s. (ilmestyy vuoden 2002 alussa)

— , Horne, P. & Sievänen, T. 2001: Virkistysalueiden kävijälaskennat ja kävijätutkimukset. – Teoksessa: Kangas, J. ym. (toim.), Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 81–89.

Sievänen, T. (toim.) 2001: Luonnon virkistyskäyttö 2000. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802. 204 s. + liitteet.

— (toim.) 2001: Luonnon virkistyskäytön laajuus ja arviointi. Luku 2. – Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), Metsien eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen MEK -tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 40–94.

## 2.12 Metsän monimuotoisuuden hoito

Erkki Lähde ja Yrjö Norokorpi  
Metsäntutkimuslaitos

### 2.12.1 Metsän rakenne ja kehitys

Luontaisesti syntyneet ja kehittyneet metsät ovat kasvillisuusvyöhykkeestä riippumatta rakenteeltaan monimuotoisia (Lähde & Norokorpi 1995, Norokorpi & Lähde 1996). Niissä kasvaa samanaikaisesti erikokoisia ja eri-ikäisiä puita sekä yleensä useita puulajeja. Puumaiset pensaat täydentävät lajiston rikkautta ja metsikön rakennetta. Lajin pienemmät yksilöt ovat syntyneet isompien ja vanhempien puiden siemennyksestä. Ne ovat siten samaa geneettistä perimää. Isojen puiden varjostuksessa kehittyminen merkitsee kestävimpien yksilöiden valikoitumista.

Monimuotoisen rakenteen ja rikkaan puulajikoostumuksen ansiosta metsä on jatkuvasti säilyvä ja kehittyvä ekosysteemi, jossa varttuneella puustolla on ratkaiseva merkitys. Yksittäisellä puulla on selvä elinkaari, joka alkaa siemenestä ja päättyy kuolemaan vaihtelevista syistä. Puuyksilöille voidaan siten kohtalaisen tarkasti määrittää ikä, mutta metsäekosysteemille yhden iän määrittäminen on mahdotonta. Kesäaikana metsässä on vaikkapa vain muutaman sekunnin tai päivän ikäisiä hyönteisiä ja lintuja sekä keväällä syntyneitä puuntaimia, mutta samanaikaisesti monenikäisiä muita eliöitä, jopa satoja vuosia vanhoja puita tai muita kasvustoja. Jatkuvuus on monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeää (Esseen ym. 1992).

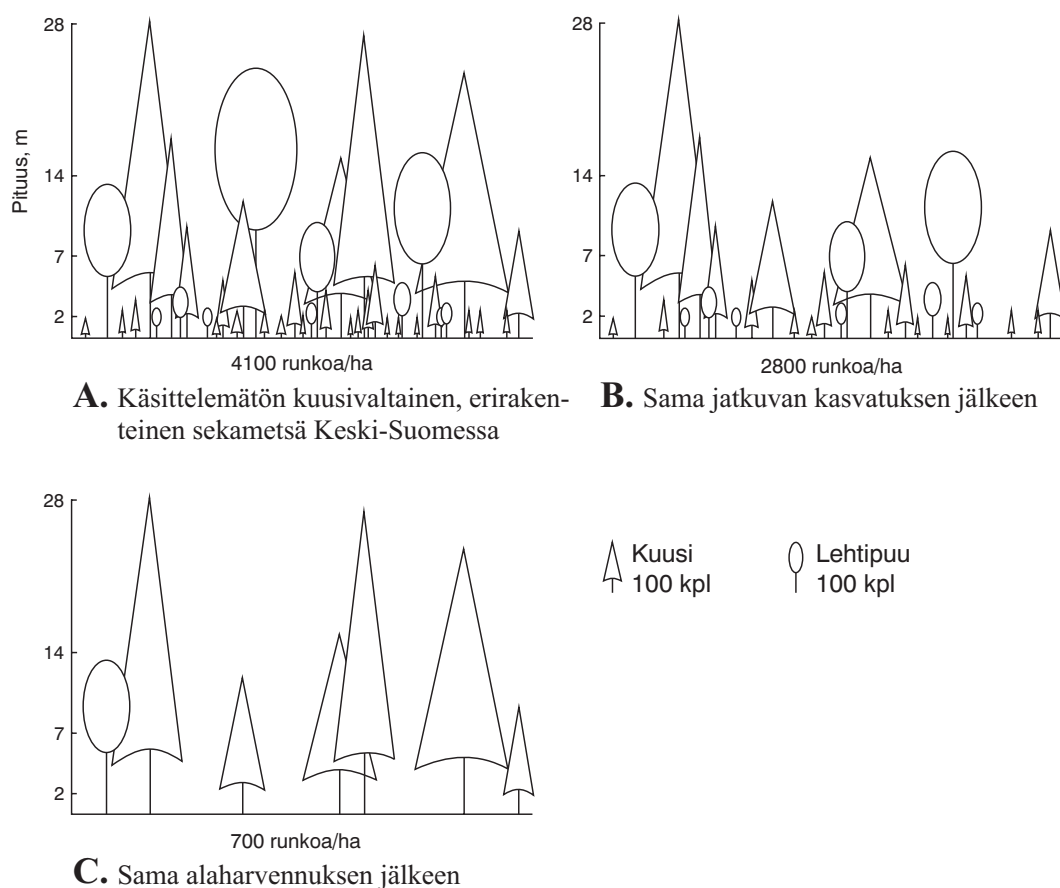
Puuston rakenteessa, koostumuksessa ja tilajärjestyksessä tapahtuvat muutokset, joita kutsutaan häiriöiksi, kuuluvat usein metsän luontaiseen kehitykseen. Niiden seurauksena puusto ei käytännöllisesti katsoen koskaan saavuta varsinaista päätekehitysvaihetta eli ns. kliimaksivaihetta, vaan on jatkuvassa muutoksen tilassa. Kliimaks-käsitettä onkin pidettävä lähinnä vain teoreettisena. Myös häiriö-sana antaa metsäluonnossa luonnollisista syistä tapahtuvista ilmiöistä harhauttavan kuvan, ikään kuin ne eivät kuuluisi metsän luonnonmukaiseen kehitykseen. Vain ihminen aiheuttaa metsäluonnossa todellisia häiriöitä. Vaikutukseltaan laaja-alaisin ja voimakkain häiriö on metsäpalo. Kun se alkaa salamaniiskusta, se yleensä sammuu nopeasti ukonilmaan normaalisti liittyvään sateeseen. Metsäpalolta lähes kokonaan säästyneitä kohteita ovat lähinnä suot, suojaiset saaret, notkelmat ja kosteikot. Rajuimmin metsään vaikuttavia ovat ihmisen toimesta syttyneet palot. Kun ne ajoittuvat kuivimpaan kevät- tai kesäaikaan, sammuttavaa sadetta voidaan joutua odottamaan pitkän aikaa. Toisaalta ihminen myös sammuttaa tehokkaasti asutuilla alueilla luontaisetkin metsäpalot. Myös kova tuuli ja myrsky aiheuttavat voimakkaita muutoksia puustossa ja siten koko metsäekosysteemin kehityksessä. Muiden säätekijöiden sekä sien- ja hyönteistuhojen vaikutukset ovat yleensä paikallisia. Usein häiriöt ovat keskenään syy- ja seuraussuhteessa ja siten täydentävät toisiaan.

Rajukaan metsäpalo ei yleensä, kuten eivät muutkaan luontoon kuuluvat muutokset, hävitä kokonaan luontaisesti monimuotoista, erirakenteista sekapuustoa. Elävää puustoa jää aina jossain määrin jäljelle, eniten kosteisiin paikkoihin jatkamaan ekosysteemin kehitystä (Pöntynen 1929). Kuolleella pystypuustolla sekä maahan kaatuville puille on lisäksi olennainen merkitys monimuotoisuudelle ja tulevalle kehitykselle. Kun jokin tuho iskeytyy käsittelyllä yksipuolistettuun metsikköön, puusto usein tuhoutuu kokonaan. Huomattavalla osalla metsäpinta-alaa luonnon metsäpaloja ei ole ollut vuosisatoihin. Luontaista metsäpaloherkkyyttä Suomen oloissa on ilmeisesti liioiteltu. Esimerkiksi 1700- ja 1800-lukujen metsäpalojen tiheys kuvastaa pikemminkin ihmisen toiminnan aiheuttamia tiheästi toistuneita paloja (Lehtonen ym. 1996) eikä suinkaan metsäluonnon omaa kehitystä.

Ihmisen aiheuttamat häiriöt metsäluonnossa ovat yleensä voimakkaita, ja vaikutusten korjaaminen on hidasta ja työlästä. Metsäpalojen ohella myös kovat tuulet, myrskyt ja muut säiden aiheuttamat tuhot ovat usein ihmisen luontoa muuttavan toiminnan seurauksia. Samoin bioottiset tuhot ovat voimistuneet ja monipuolistuneet ihmisen toiminnan tuloksena. Hakkuilla on yksipuolistettu puuston rakennetta ja koostumusta. Haittavaikutukset ulottuvat välillisesti metsäekosysteemin muihinkin osiin, kuten lintuihin, hyönteisiin, sieniin ja pintakasvillisuuteen. Vallitsevana kasvatushakkuumenetelmänä on pitkään ollut alaharvennus, jolla puuston rakennetta pyritään tasaamaan altapäin poistamalla pienikokoisia puita (kuva 1). Niinpä alaharvennuksella nopeutetaan puuston keskimääräistä ikääntymistä ja aikaistetaan päätehakkuuvaihetta. Sitä on väitetty luonnon kehitystä seurailevaksi sillä perusteella, että metsässä osa alikasvoksesta menehtyy kookkaamman puuston puristuksessa. Samoin on virheellisesti pidetty perusteltuna puuston käsittelemistä tasakokoisena yhden lajin kerroksena. Sellaista rakennetta esiintyy luonnontilaisissa metsissä vain poikkeuksellisesti (Lähde ym. 1991, Norokorpi ym. 1994). Lisäksi alikasvoksen raivaaminen ja alaharvennus heikentävät elämisen mahdollisuuksia monilta lajeilta. Esimerkiksi metsäkanalintujen poikueiden menestyminen riippuu olennaisesti alikasvoksen suojavaikutuksesta.

### ***2.12.2 Jatkuva kasvatus monimuotoisuutta***

Aiemmin käytettiin yleisesti yläharvennusta ja määrämittaharsintaa, joilla puuston rakennetta tasattiin päältäpäin. Määrämittahakkuissa hakattiin vain tietyn koon ja laadun täyttävät puut. Kevyesti toteutettuna ne eivät alaharvennuksen tavoin pilaa vakavasti puuston rakennetta, mutta rajuimmillaan määrämittahakkuu on lähellä avohakkuuta (Sarvas 1944). Luontaisen uudistamisen siemenpuuhakkuut rikkovat myös metsän peitteellisyyden ja muistuttavat ekologisesti lähes avohakkuuta (Norokorpi 1982).



Kuva 1. Varttuneen metsän käsittelyvaihtoehtoja.

Vallitseva käytäntö metsätalousmaissa on ollut jo pitkään puuston rakennetta yksipuolistava. Jossain määrin on kuitenkin tutkittu ja käytetty luonnonmukaisia eli vaihtelevaa rakennetta säilyttäviä ja sitä edelleen monimuotoistavia metsänhoitomenetelmiä. Niitä on yleisesti kutsuttu harsintahakkuiksi, joihin on usein huolimattomasti sisällytetty myös erilaisia määrämittahakkuita. Siksi Suomessa on 1980-luvun alussa erotuksena määrämittahakkuista otettu käyttöön termi jatkuva kasvatus tarkoittaessa metsänhoidollista harsintaa. Jatkuva kasvatus on metsänhoitoa, jossa metsäekosysteemi ymmärretään kokonaisuudeksi.

Metsän eli metsäekosysteemin monimuotoisuus tarkoittaa mahdollisimman laajaa metsälajien – ei aukean alan lajien – sisäistä ja välistä vaihtelua ja runsautta. Puuston monimuotoisuus on koko metsäekosysteemin monimuotoisuuden perusta. Ensiksi mainittu tarkoittaa saman metsikön puiden lajirunsautta sekä lajien sisäistä koon, iän ja perimän laajaa vaihtelua. Monimuotoisuus edellyttää myös lahoavaa puuainesta sekä pysty- että maapuina. Metsikkö, joka täyttää monimuotoisuuden vaatimukset, koostuu näin ollen erirakenteisesta ja samalla eri-ikäisestä sekapuustosta.

Runkolukujakauma ja puulajien lukumäärä ovat tärkeimmät tunnuksel elävän puuston monimuotoisuudessa. Puiden kokovaihtelua käytetään myös iän mukaisessa rakenneluokituksessa, vaikka puiden koko ja ikä eivät aina olekaan riippuvuudessa keskenään. Ikäkäsite sopiikin huonosti monimuotoisiin puustoihin, joissa puut ovat olleet jossakin kehitysvaiheessa alikasvoksina. Onkin perusteltua käyttää puiden iän sijasta kokoa metsikön sisäisen rakenteen kuvauksessa.

Jatkuvan kasvatuksen hakkuulla saavutetaan parhain tulos sellaisessa erirakenteisessa sekametsässä, jossa puiden lukumäärä vähenee suhteellisen tasaisesti läpimitan suuretessa. Tällaista rakennetta kutsutaan säännöllisen erirakenteiseksi. Sitä pidetään tavoiterakenteena jatkuvassa kasvatuksessa. Optimaalinen käännettyä J-kirjainta muistuttava runkolukujakauma ei kuitenkaan ole ehdoton edellytys erirakenteiskasvatukselle.

Jatkuvaa kasvatusta toteutetaan joko puittaisena tai ryhmittäisenä hakkuuna. Jälkimmäistä hakkuuta käytetään, kun uudistamisessa tavoitellaan erityisesti männyn tai muiden valopuiden runsastumista (Marquis 1978). Menetelmää suositetaan siksi tyypillisillä mäntymailla eli kuivahkoilla tai kuivilla kankailla. Jos alikasvosta ei ole riittävästi, hakkuu on tehtävä niin voimakkaana, että se avaa tilaa uudistumiselle (Leak & Filip 1977). Hakkuuseen voidaan ryhtyä, kun hakattava puumäärä on taloudellisesti riittävä. Kertymän tulee siten olla yleensä 60–100 m<sup>3</sup>/ha. Hakkuukierto vaihtelee kasvupaikan ja maantieteellisen sijainnin eli puuston kasvunopeuden sekä metsän käyttötarpeiden mukaan. Karuilla kasvupaikoilla ja pohjoisessa se on pitempi kuin viljavilla mailla ja etelässä. Yleensä hakkuiden väli on 10–50 vuotta.

Hakkuussa korjataan ensisijaisesti tukkipuun kokoista puustoa. Sen osuus kokonaiskertymästä on yleensä vähintään kaksi kolmasosaa. Kuitenkin joitakin kookkaimpia yksilöitä säästetään, jotta rikas monimuotoinen rakenne säilyy. Samoin menetellään harvinaisten tai metsässä vain vähäisessä määrin esiintyvien puulajien ja erikoismuotojen suhteen. Vaikka sairaat ja vialliset puut pyritään poistamaan, jätetään niitä jonkin verran (10–20 puuta/ha), erityisesti lehtipuita, pökölöitymään ja kaatumaan maapuiksi. Taloudelliselta käyttöarvoltaan merkityksentöntä puuta ei ole tarpeen hakata. Erikoispuut, kuten jalot lehtipuut ja eri lajien erikoismuodot ja erityiset pesäpuut, säästetään. Vesien rannat ja muut rajakohdat jätetään käsittelemättä. Ne ovat monien lajien ja siten yleisen monimuotoisuuden kannalta arvokkaita (Forman & Godron 1986, Hunter 1990). Ylitiheitä kohtia aina taimikokoon asti voidaan harventaa, jos kasvun elpymisen ja rakenteen kehittäminen sitä edellyttävät. Jätettävässä puustossa suositetaan lehtipuita, erityisesti koivua. Raita ja haapa ovat metsän monimuotoisuuden kannalta erityisen arvokkaita (Kuusinen 1994, Lähde ym. 1995). Ryhmittäisessä jatkuvan kasvatuksen hakkuussa ja yksittäisten isojen puiden hakkuussa syntyneiden pienten aukkojen uudistumista voidaan nopeuttaa ja edistää halutuille puulajeille hajakylvöllä tai istutuksella. Uudistumista voidaan edistää myös kevyellä maanpinnan käsittelyllä. Ryhmittäistä jatkuvaa kasvatusta käytettäessä hoidetaan samalla myös ryhmien väliin jäävää puustoa.

Hakkuussa käytetään tavanomaisia korjuumenetelmiä. Ajourat tehdään 20–30 metrin välein. Niiden sijoittelussa kannattaa hyödyntää isojen yksittäisten puiden tai puuryhmien poistamisessa syntyviä kohtia. Jos puiden kaato ja lähikuljetus tehdään samanaikaisesti, voidaan korjuussa vioittuneiden puiden poistamisesta huolehtia ilman olennaisia lisäkuljetuksia. Sulanmaan aikaisia hakkuuta tulisi karttaa maaperän ja juuriston vaurioitumisen välttämiseksi ja vahingollisten lahottajasienten, etenkin juurikäävän, leviämisen estämiseksi.

Jatkuvan kasvatuksen tavoiterunkolukujakaumat Etelä-Suomen kasvupaikkar ryhmille (taulukko 1) perustuvat ensisijaisesti VMI3:n aineistoon (Lähde ym. 1994a, b, Laiho ym. 1995). Pohjois-Suomea varten niitä sovelletaan siten, että isoimpien puiden määrä jää hakkuun jälkeen jonkin verran pienemmäksi. Jatkuva kasvatusta on tarkoitettu mahdollisimman joustavaksi menetelmäksi. Tällöin esimerkiksi monikäyttötarpeet ja taloudelliset näkökohdat ovat päätöstä tehtäessä ratkaisevassa asemassa. Ajoittain uudistamisen tehostaminen saattaa edellyttää tavanomaista voimakkaampaa hakkuuta. Toisaalta erirakenteisessa metsässä voidaan kasvattaa erittäin runsastakin puustoa ja venyttää hakkuukierto pitkäksi. Myös annetut puuston minimi-tunnukset ovat siten vain suosituksia (taulukko 2).

Taulukko 1. Keskimääräinen tavoiterunkolukujakauma (rinnankorkeudelta mitattuna) jatkuvan kasvatuksen hakkuun jälkeen Etelä-Suomessa kasvupaikkaluokittain.

Kasvupaikka	Läpimittaluokka, cm					
	< 5	5–10	10–15	15–20	20–25	≥ 25
Tuoreet kankaat	900	450	250	160	100	30
Kuivahkot	800	400	220	140	80	15
Kuivat	600	300	150	75	40	5

Taulukko 2. Jatkuvan kasvatuksen hakkuun jälkeisiä tavoitepuuston minimi-tunnuksia kasvupaikkaluokittain Etelä-Suomessa.

Kasvupaikka	Valtapituus, m	Pohjapinta-ala, m <sup>2</sup> /ha	Tilavuus, m <sup>3</sup> /ha
Tuore kangas	21	17	135
Kuivahko kangas	18	15	100
Kuiva kangas	15	13	70

Kun siirrytään tasarakenteisten puustojen nykymuotoisista hakkuumenetelmistä jatkuvan kasvatuksen käyttöön, tarvitaan usein harjoittelua. Leimaajan hyvänä apuna on tavoitteellinen runkolukutaulukko. Käsiteltävästä metsiköstä valitaan edustavasta kohdasta näyteala, kooltaan esimerkiksi kolme aaria. Puut mitataan läpimittaluokittain ja tehdään mallileimaus, jota sitten noudatetaan muulla kuviolla. Metsäalueen jakaminen metsikkökuvioiksi kasvupaikkaluokan ja keskeisten puustotunnusten mukaan on suositeltavaa. Läpimittaluokittainen runkolukusarja määritellään joko taulukoiden avulla tai laskennallisesti, esimerkiksi Weibull-jakaumaa tai ns. q-arvoa käyttäen. Q-arvolla tarkoitetaan läpimittaluok-



kien välistä runkolukujen suhdetta suuremmasta läpimittaluokasta pienempään päin. Yleensä q-arvoksi suositellaan viiden senttimetrin läpimittaluokkia käytettäessä 1,3–2,0 (Lähde & Norokorpi 1995).

Q-arvoa voidaan myös vaihdella runkolukusarjan alueella samassakin metsikössä siten, että pienille puille käytetään suurempaa lukua kuin isoille puille (Foiles 1978). Jos pieniä puita on erityisen runsaasti, annetaan niille tilaa hakkaamalla tavoitetta enemmän niitä seuraavaksi suurempia puita. Vastaavasti runkolukusarjan vajuuskohtaa voidaan paikata jättämällä tavoitetta enemmän pienempiä ja/tai suurempia puita.

Valtakunnan metsien inventointien mukaan erirakenteisia sekametsiä on Suomen varttuneista metsistä edelleen pääosa huolimatta tehtyjen alaharvennusten puuston rakennetta tasaavasta ja lehtipuita vähentävästä vaikutuksesta. Eniten niitä on turvemilla ja viljavimmilla kasvupaikoilla ja vähiten niissä metsissä, joita on toistuvasti raivattu ja alaharvennettu. Näin ollen jatkuvan kasvatuksen hakkuita puittain tai ryhmittäin toteutettuna voitaisiin tehdä niin haluttaessa huomattavalla pinta-alalla.

### *Lähteet*

- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992: Boreal forests – the focal habitats of Fennoscandia. – Teoksessa: Hansson, L. (toim.), Ecological principles of nature conservation. Elsevier, London. S. 252–325.
- Foiles, M. W. 1978: Stand structure. – Teoksessa: Uneven-aged silviculture & management in the United States. USDA, Forest Service, Timber management research, Washington, D.C. General Technical Report, WO-24: 176–185.
- Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986: Landscape ecology. – Wiley, New York. 619 s.
- Hunter, M. L. Jr. 1990: Wildlife, forests and forestry: Principles of managing forests for biodiversity. – Prentice-Hall, NJ. 370 s.
- Kuusinen, M. 1994: Metsätalouden vaikutus epifyyttijäkälälajiston monimuotoisuuteen. – Teoksessa: Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, Y. (toim.), Metsätalouden ekologiset vaikutukset boreaalisessa havumetsässä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482: 75–81.
- Laiho, O., Lähde, E., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1995: Stand structure and the associated terminology. – Teoksessa: Skovsgaard, J. P. & Burkhart, H. E. (toim.), Recent advances in forest mensuration and growth and yield research. Proceedings from the 20th World Congress of IUFRO, Danish Forest and Landscape Research Institute. S. 87–96.
- Leak, W. B. & Filip, S. M. 1977: Thirty-eight years of group selection in New England northern hardwoods. – Journal of Forestry 75: 641–643.

- Lehtonen, H., Huttunen, P. & Zetterberg, P. 1996: Influence of man on forest fire frequency in North Karelia, Finland, as evidenced by fire scars on Scots pines. – *Annales Botanici Fennici* 33: 257–263.
- Lähde, E. & Norokorpi, Y. 1995: Metsän monimuotoinen hoito. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 538: 95–110.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1991: The structure of advanced virgin forests in Finland. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 6(2): 527–537.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1994a: Structure and yield of all-sized and even-sized conifer-dominated stands on fertile sites. – *Annales des Sciences Forestières* 51(2): 97–109.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1994b: Structure and yield of all-sized and even-sized Scots pine-dominated stands. – *Annales des Sciences Forestières* 51(2): 111–120.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1995: Metsikön ja metsiköiden välisen monimuotoisuuden määrittely. – Teoksessa: Laiho, O. & Luoto, T. (toim.), *Metsäntutkimuspäivä Tampereella 1994*. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 538: 86–94.
- Marquis, D. A. 1978: Application of uneven-aged silviculture on public and private lands. – Teoksessa: *Uneven-aged silviculture & management in the United States*. USDA, Forest Service, Timber management research, Washington, D.C. General Technical Report, WO-24: 25–61.
- Norokorpi, Y. 1982: Ekologiset erityispiirteet Pohjois-Lapin metsien uudistamisessa ja käsittelyssä. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 77: 14–23.
- & Lähde, E. 1996: Ekologisesti kestävä metsänhoidon periaatteet Lapissa. – Teoksessa: Sepponen, P. & Niemi, M. (toim.), *Lapin metsien kestävä käyttö*. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 587: 61–73.
- , Lähde, E., Laiho, O. & Saksa, T. 1994: Luonnontilaisten metsien rakenne ja monimuotoisuus Suomessa. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 495: 54–89.
- Pöntynen, V. 1929: Tutkimuksia kuusen esiintymisestä alikasvoksena Raja-Karjalan valtionmailla. – *Acta Forestalia Fennica* 35(1): 1–235.
- Sarvas, R. 1944: Tukkipuun harsintojen vaikutus Etelä-Suomen yksityismetsiin. – *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 33(1): 1–268.

*Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta*

- Lähde, E., Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999: Diversity-oriented silviculture in the boreal zone of Europe. – *Forest Ecology and Management* 118: 223–243.
- , Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999: Ekometsänhoidon perusteet ja mallit. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 736. 61 s.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1999: Stand structure as the basis of diversity index. – *Forest Ecology and Management* 115: 213–220.
- , Laiho, O. & Norokorpi, Y. 2000: Hyvän metsänhoidon opas. – Ekometsätalouden liitto, Rakennusalan kustantajat RAK. 57 s.
- , Laiho, O. & Norokorpi, Y. 2001: Structure transformation and volume increment in Norway spruce-dominated forests following contrasting silvicultural treatments. – *Forest Ecology and Management* 151: 133–138.

## 2.13 Suomen erämaat

Liisa Kajala ja Tapio Tynys  
Metsähallitus

### 2.13.1 Erämaat ovat osa pohjoista elämää

#### Erämaa-alueet ovat pohjoisen elämänmuodon perusta

Laajat tiettömät kairat, joita nykyisin sanotaan erämaiksi, ovat aikojen kuluessa muokanneet pohjoisen ihmisiä, heidän ajatteluaan ja elämänmuotoaan. Muokkauksen lopputulos, saamelaiskulttuuri ja pohjoinen suomalaiskulttuuri, elävät yhä voimakkaina ihmisten sieluissa, vaikka kulttuurin ulkoiset muodot ovat pysyvän asutuksen ja teknologian kehityksen myötä olennaisesti muuttuneet.

Erämaat vaikuttavat yhä vahvasti pohjoiseen elämään, ja toisaalta ihmisten toimet vaikuttavat erämaihin. Tämä kaksisuuntainen yhteys on pohjoisen elämänmuodon perusta. Nykyisin erämaat merkitsevät paikallisille asukkaille toimeentulonlähdettä, kulttuuriperintöä ja virkistysmahdollisuuksia. He saavat erämaa-alueilta tuloja porotaloudesta, kalastuksesta, metsästyksestä, hillastuksesta ja luontomatkoista.

#### Erämaiden rajat eivät ole rajoja paikallisille ihmisille

Paikallinen väestö ei välttämättä tiedä, missä erämaiden rajat kulkevat, koska poronhoito, metsästys ja kalastus ovat mahdollisia erämaissa ja niiden ulkopuolella. Yleensä luontokin on samanlaista. Harvaan asutussa pohjoisessa erämaita ei voidakaan pitää erillisinä saarekkeina, vaan ne ovat osia laajemmista erämaisista aluekokonaisuuksista (kuva 1). Niillä kullakin on oma asutus- ja elinkeinohistoriansa, joka näkyy myös tämän päivän käyttäjissä ja käyttömuodoissa. Erämaisten alueiden välissä luikertelee pysyvän asutuksen, tiestön ja muiden rakenteiden leimaama alue.

### 2.13.2 Erämaat ovat monikäyttöalueita

#### Suomalaisen erämaakäsitteen juuret ovat pyyntikulttuurissa

Erämaiksi on sanottu laajoja takamaita, joihin tehtiin usean päivän, viikon tai jopa kuukausien pituisia kalastus- ja metsästysmatkoja aikoina, jolloin pyynti antoi olennaisen osan toimeentulosta.

#### Saamen kielessä ei ole ollut sanaa erämaa

Erityisesti metsä- ja porosaamelaiset ovat ainakin osan vuodesta asuneet metsissä ja tuntureilla vaihtaen asuinpaikkaa riistan, kalantulon ja laidunten mukaan, ilman pysyvämpää kiinteää asuinpaikkaa. Erämaa on ollut heille koti.



Kuva 1. Pohjois-Lapin erämaiset aluekokonaisuudet. Erämaat eivät noudata valtakunnan rajoja.

### Suomen erämaalaki lähtee perinteistä ja niiden kunnioituksesta

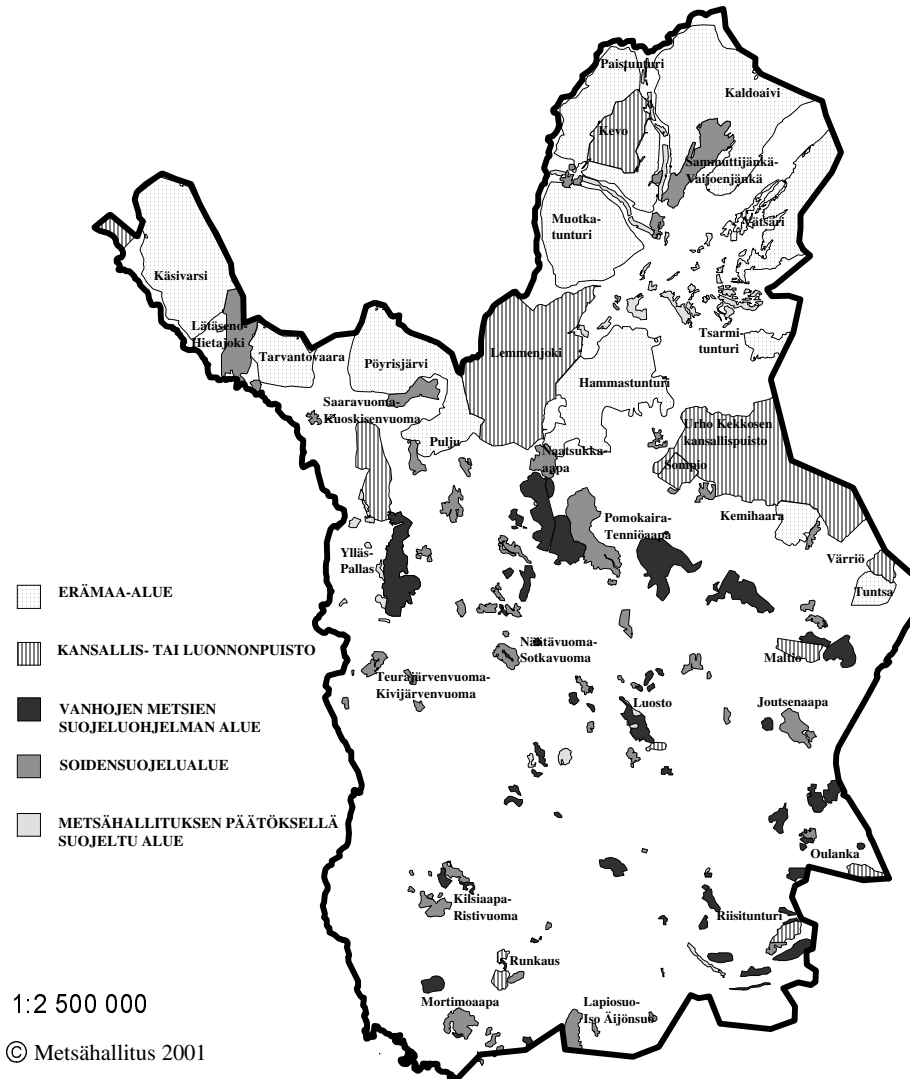
Vuonna 1991 säädetyn erämaalain tavoitteena on alueiden erämaaluonteen säilyttämisen ohella saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaaminen sekä luonnon monipuolisen käytön ja sen edellytysten kehittäminen. Näin ollen erämaat ovat luonnonsuojelualueiden ja talousmetsien välimuotoja, monipuolisen käytön alueita.

### Erämaailailla perustettiin 12 erämaa-alueita

Alueet kattavat noin 1,5 miljoonaa hehtaaria pohjoisimmassa Lapissa. Se, että Suomen erämaat perustettiin säilyttämään sekä luonnon- että kulttuuriarvoja, näkyy erämaa-alueiden rajauksessa. Niitä ei rajattu ahtaiden "etäisyys tiestä"-kriteereiden mukaan eikä niiltä edellytetty täydellistä asumattomuutta tai luonnontilaisuutta.

## Lakisäätteiset erämaat eivät ole ainoita erämaisia alueita

Lakisäätteisten erämaa-alueiden lisäksi Lapin läänissä on mm. noin miljoona hehtaaria luonnonsuojelulain nojalla perustettuja kansallispuistoja, luonnonsuojelun alueita ja soidensuojelun alueita, joilla on merkitystä erämaina (kuva 2).



Kuva 2. Lapin läänin lakisäätteiset erämaa-alueet, laajat luonnonsuojelun alueet ja vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvat alueet.

## **Erämaalain vaikutukset alueiden käyttöön**

Erämaalaki ei aiheuta muutoksia alueiden käyttöön, ellei käytöstä aiheudu huomattavia muutoksia luonnolle. Erämaalain perusteella on kielletty:

- kaivospiirin perustaminen
- pysyvät tiet
- maan luovuttaminen tai käyttöoikeuksien vuokraaminen muihin kuin luontaiselinkeinotarkoituksiin tai puolustusvalmiuden tai rajavartiolaitoksen toiminnan kannalta tarpeellisiin hankkeisiin.

Valtioneuvosto voi kuitenkin myöntää poikkeusluvan edellä mainittuihin rajoituksiin, mikäli yhteiskunnallinen hyvinvointi niin vaatii.

Erämaalaki ei salli metsätaloutta suurimmalla osalla erämaa-alueista. Viidellä erämaa-alueella on luonnonmukaisesti käsiteltäviä osia, joissa saa harjoittaa hyvin rajoitettua metsätaloutta. Nämä osat kattavat 3,5 % erämaa-alueiden pinta-alasta. Erämaametsille on omat luonnonmukaisen metsätalouden ohjeet, joita sovelletaan nykyisin käytännössä valtion mailla koko pohjoisella metsänrajaseudulla.

Erämaalain lisäksi alueiden hoitoa ja käyttöä säätelevät lukuisat muut lait. Näitä ovat mm. metsästys-, kalastus-, poronhoito- ja maastoliikennelaki. Toisin kuin metsätaloutta, porotaloutta harjoitetaan koko erämaa-alueiden pinta-alalla.

Erämaa-alueet ovat Metsähallituksen hallinnassa ja hoidossa. Erämaalain mukaisesti Metsähallitus laatii alueille hoito- ja käyttösuunnitelmat, jotka vahvistaa ympäristöministeriö.

### ***2.13.3 Erämaasuunnittelu on kokonaisvaltaista maankäytön suunnittelua***

#### **Erämaa-alueilta kootaan monipuolisesti tietoa**

Kultakin erämaa-alueelta laaditaan *perusselvitys*, johon kootaan olemassa olevaa tietoa alueiden luonnosta, luonnonkäytön historiasta ja nykypäivästä. Tarpeen mukaan tuotetaan myös uutta tietoa. Lisäksi suunnittelussa kartoitetaan erämaa-alueisiin kohdistuvat tarpeet, odotukset ja näkemykset. Esimerkiksi Käsivarren erämaa-alueelle laaditaan parhaillaan hoito- ja käyttösuunnitelmaa. Koska alue on retkeilijöiden keskuudessa Suomen suosituin erämaa, selvitetään kyselytutkimuksella mm. retkeilijöiden odotuksia alueen tulevasta hoidosta ja käytöstä.

#### **Suunnittelussa sovitetaan yhteen erilaisia tavoitteita**

Koottua tietoa ja näkemyksiä käyttäen pyritään yhteensovittamaan alueiden käyttäjien tavoitteet ja aikaansaamaan käyttäjien näkökulmasta hyväksyttävä *alueen hoito- ja käyttösuunnitelma*, joka täyttää lain vaatimukset. Suunnitelma si-

sältää alueiden hoitoon ja käyttöön vaikuttavia *päätöksiä ja suosituksia* perusteluneen.

### **Suunnittelun kulusta ja valmiista suunnitelmasta viestitään laajasti**

Suunnittelusta tiedotetaan viestintävälaineissä, henkilökohtaisin kontaktein ja yleisötilaisuuksissa. Kaikki laaditut erämaa-alueiden perusselvitykset ja suunnitelmat julkaistaan, joten ne ovat kaikkien kiinnostuneiden saatavilla. Suosituimmista erämaista laaditaan myös suurelle yleisölle tarkoitettuja kirjoja. Erämaista ovat ilmestyneet seuraavat julkaisut:

Metsähallitus 1996: Hammastunturin erämaan hoito- ja käyttösuunnitelma. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 32. 72 s.

Tynys, T. (toim.) 1995: Hammastunturin erämaa – luonto ja käyttö. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 52. 171 s.

Väänänen, V. (toim.) 1995: Hammastunturi. Ihmisten erämaa. – Wildstrack Oy ja Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue. 150 s.

### ***Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta***

Kajala, L. 2000: Käsivarren erämaa-alueen virkistyskävijät kesäkuusta 1996 toukokuuhun 1997. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 125. 95 s.

— & Loikkanen, T. (toim.) 2000: Käsivarren erämaa-alueen luonto ja käyttö. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 123. 194 s.

Tynys, T. 2000: Erämaihin liittyvät selvitykset. – Teoksessa: Stolt, E. (toim.) Ympäristö ja tutkimus Ylä-Lapissa 1990-luvulla. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 30: 67–70.

— (toim.) 2000: Vätsäri – erämaa järven takana. Metsähallitus, Ivalo. 331 s.



## 2.14 Pöyrisjärven erämaa

Liisa Kajala ja Arvo Olli  
Metsähallitus

### 2.14.1 Erämaa-alueen sijainti

Lähes kolmasosa Suomen lakisääteisistä erämaa-alueista sijaitsee Enontekiön kunnassa. Tämä on hieman yli puolet kunnan pinta-alasta ja 62 % Metsähallituksen kunnassa hallinnoimista maista (taulukko 1). Pöyrisjärven erämaa-alue sekä alueen sisällä sijaitseva Pöyrisvuoman soidensuojelualue ja alueeseen pohjoisreunastaan rajoittuva Saaravuoman-Kuoskisenvuoman soidensuojelualue muodostavat 147 500 hehtaarin yhtenäisen, suhteellisen luonnontilaisen kokonaisuuden Enontekiön kunnan itäosassa.

Taulukko 1. Enontekiön erämaa-alueet.

Erämaa-alue	Pinta-ala, ha
Käsivarsi	220 625
Pöyrisjärvi	127 797
Tarvantovaara	66 590
Pulju (Enontekiön osa)	20 972
Yhteensä	435 984

### 2.14.2 Paikallisten ihmisten erämaa

Pöyrisjärven erämaa-alue on pääasiassa paikallisten ihmisten käytössä, kun taas esimerkiksi Käsivarren erämaa-alue on paikallisen käytön lisäksi suosittua retkeilyaluetta. Pöyrisjärven erämaa-alue on Enontekiön kuntalaisten tärkein nautinta-alue ja luontaiselinkeinojen tukialue. Pöyrisjärven erämaa on suurimmalta osaltaan mäntymetsänrajan pohjoispuolella, joten alueella ei harjoiteta metsätaloutta. Alueen luonnontilaisuutta ovat muuttaneet lähinnä porotalous, metsästys ja kalastus niihin liittyvine asumis- ja polttopuutarpeineen. Ulkopaikkakuntalaisten retkeily alueella on ollut melko vähäistä.

### 2.14.3 Hoito- ja käyttösuunnitelma

Pöyrisjärven erämaa-alueen hoito- ja käyttösuunnitelma on ensimmäinen Enontekiön erämaista valmistuva suunnitelma. Samassa yhteydessä on laadittu hoito- ja käyttösuunnitelmat alueeseen liittyville kahdelle soidensuojelualueelle. Kuten kaikki muutkin erämaasuunnitelmat, myös Pöyrisjärven hoito- ja käyttösuunnitelma perustuu perusselvitykseen. Siihen on kerätty monipuolisesti tietoa alueen luonnosta sekä nykyisestä ja aiemmasta käytöstä.

Pöyrisjärven erämaa-alueen perusselvitys koostuu seuraavista aihepiireistä: paikannimistö, pinnanmuodostus, kallio- ja maaperä, vesistöt, kasvillisuus, eläimistö, maisema, luonnontilaisuutta muuttaneet tekijät, historia, metsästys ja kalastus, keräilytalous, porotalous, puunkäyttö, retkeily, liikenne ja kulkuyhteydet, asutus, rajavartiolaitoksen toiminta sekä maanvuokraus ja -luovutus sopimukset.

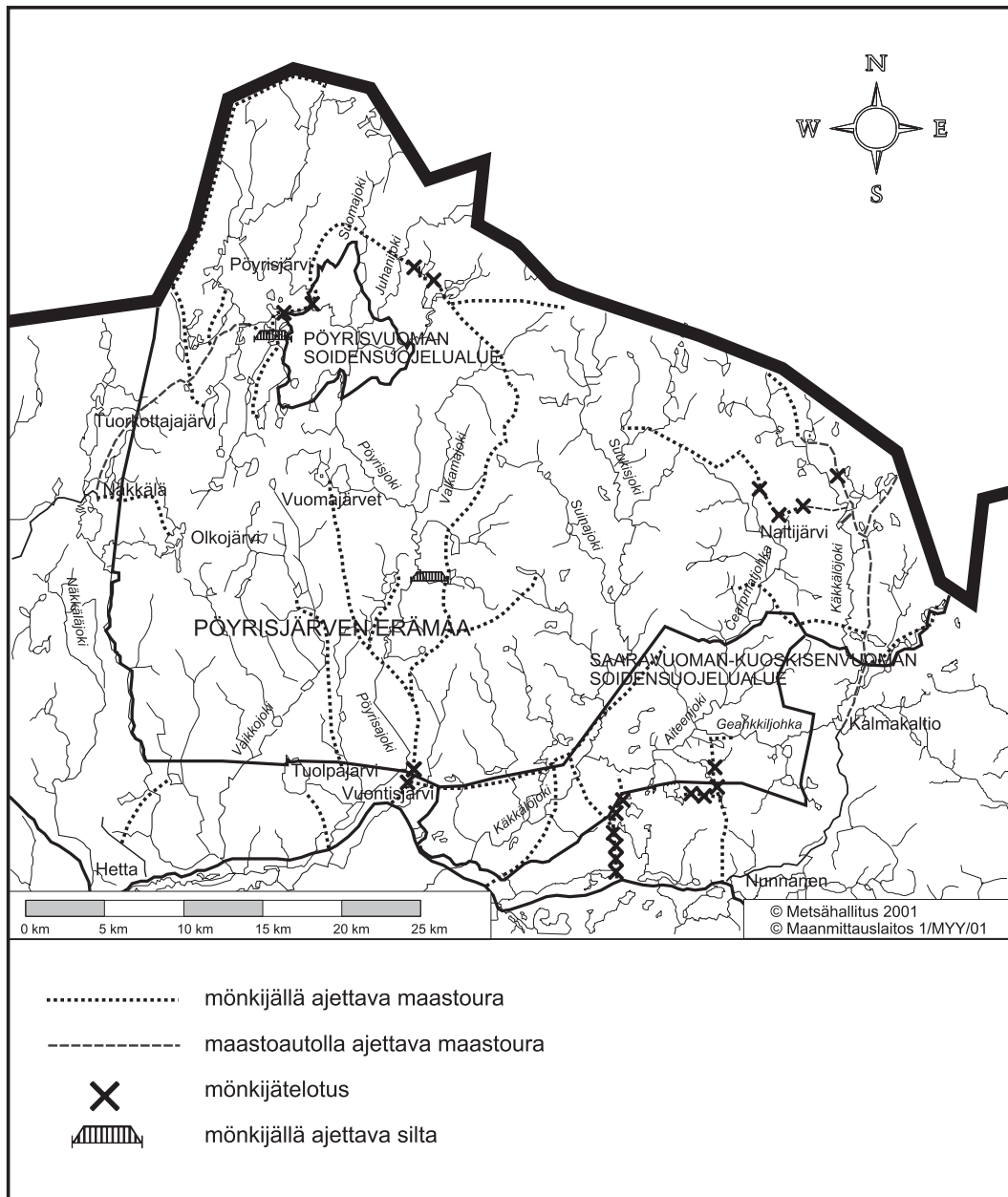
Alueiden käyttäjät ovat keskeisessä roolissa suunnittelussa. Pöyrisjärven erämaasuunnitelmaa tehtäessä paikalliset asukkaat esittivät näkemyksiään alueen tulevista hoidosta ja käytöstä mm. kyläkokouksissa ja henkilökohtaisissa tapaamisissa. Muita käyttäjätahoja ovat muualta tulevat kalastajat, metsästäjät ja retkeilijät. Rauhoitettuja vesiä lukuun ottamatta ulkopaikkakuntalaiset voivat kalastaa alueella asianmukaisen virkistyskalastusluvan hankittuaan. Heillä on mahdollisuus myös ostaa metsästyslupia. Alueella on kuusi kulkijoita palvelevaa autiotupaa ja yksi varastupa.

Maastoliikenne on tärkeä osa elinkeinonharjoittamista paikkakuntalaisille luontaiselinkeinojenharjoittajille. Heille myönnetään kesäaikaisia maastoliikennelupia sovituille maastourille. Pöyrisjärven erämaa-alueen hoito- ja käyttösuunnitelmassa paikallisten asukkaiden kesäaikainen maastoliikenne keskitetään olemassa oleville urille. Ulkopaikkakuntalaisille ei myönnetä kesäaikaisia maastoliikennelupia (kuva 1).

### *Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta*

Kajala, L. (toim.) 1999: Pöyrisjärven erämaa-alueen sekä Pöyrisvuoman ja Saaravuoman-Kuoskisenvuoman soidensuojelualueiden luonto ja käyttö. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 96. 166 s.

Metsähallitus 2001: Pöyrisjärven erämaa-alueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Pöyrisvuoman soidensuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Saaravuoman-Kuoskisenvuoman soidensuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 59. 78 s.



Kuva 1. Pöyrisjärven erämaa-alueen kesäaikaiset maastoliikenneurat ja -rakenteet.

## 2.15 Saariselän ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontomatkailu: matkailijamäärien arviointi

Jarkko Saarinen  
Metsäntutkimuslaitos

### 2.15.1 Johdanto

Nykyinen Saariselän matkailualue ja Urho Kekkosen kansallispuisto tulivat laajasti retkeilijöiden ja matkailijoiden suosioon 1950-luvun lopulla. Merkittävänä Saariselän tunturimaisemien tunnetuksi tekijänä toimi eräkirjailija Kullervo Kemppinen. Erityisesti vuonna 1958 ilmestynyt teos "Lumikuru" loi alueen maisemista luonnonkauniin, lähes paratiisimaisen kuvan. Teoksella oli osaltaan myös konkreettinen ja välitön vaikutus alueen matkailijamääriin: Koilliskairan retkeilijämäärien keskimääräinen kasvu oli 1950-luvulla vuosittain noin 38 %, mutta Lumikurun ilmestymistä seuraavana vuonna retkeilijämäärät kaksinkertaistuivat edellisvuoteen verrattuna (Saastamoinen 1982).

Tässä artikkelissa tarkastellaan lyhyesti nykyisen Saariselän matkailualueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston matkailukäyttöä. Saariselän matkailualueella tarkoitetaan tässä Saariselän matkailukeskuksen, Kiilopään, Laanilan ja Kaksilauttasen muodostamaa kokonaisuutta. Luontomatkailu käsitteenä viittaa matkailuun, joka perustuu oleellisilta osiltaan luonnonympäristön vetovoimaan ja matkan aikana luonnossa toteutettaviin matkailuaktiviteetteihin. Saariselän alueen matkailijämääristä ei ole olemassa ajantasaista tietoa. Artikkelin tarkoituksena on esittää arviot alueen matkailukäytön ja kansallispuiston luontomatkailun määrästä hyödyntäen olemassa olevia tilastotietoja ja tutkimusaineistoja. Esitettävät luvut ovat luonteeltaan suuntaa-antavia.

### 2.15.2 Saariselän matkailualueen matkailijämäärät

Saariselän matkailualueen toiminnallinen keskipiste on Saariselän matkailukeskus, jonne pääosa alueen majoituskapasiteetista ja muista palveluista on keskittynyt. Aiempien selvitysten mukaan Saariselän matkailualueella arvioidaan yöpyvän yli 200 000 matkailijaa vuosittain, ja alueen kokonaismajoituskapasiteetti on tällä hetkellä noin 7 000 vuodepaikkaa (Tiensuu 1997; Saarinen 1998a).

Tilastokeskuksen matkailutilastoja ei ole mahdollista hyödyntää suoraan alueellisten matkailijamäärien arviointiin, sillä kunnittaiset matkailutilastot kuvaavat matkailijoiden suorittamien yöpymisvuorokausien määriä. Tässä yhteydessä keskitytäänkin matkailijoiden yöpymismäärien tarkasteluun. On huomattava, että kuntatason tilastoissa on mukana muitakin Inarin kunnassa sijaitsevia yrityksiä kuin yksinomaan Saariselän matkailuyrityksiä. Toisaalta Inarin kunnan tiedoista puuttuvat Saariselän matkailualueen Sodankylän kunnan puolella Kaksilauttasessa sijaitsevat pienehköt yritykset. Viralliset matkailutilastot eivät

myöskään sisällä alle 10 huoneen, mökin tai asuntovaunupaikan käsittäviä matkailuyrityksiä.

Taulukossa 1 esitetään Inarin kunnassa kertyneiden yöpymisten ja arvio Saariselän matkailualueen yöpymismäärien kehityksestä vuosina 1993–1997. Matkailutilastoja on laadittu vuodesta 1983 alkaen, mutta vuosi 1993 on valittu tässä yhteydessä tarkastelun aloitusvuodeksi. Tämä johtuu siitä, että vuoden 1993 jälkeen tilastoinnin perusteet eivät ole muuttuneet.

*Taulukko 1. Saariselän matkailualueen yöpymismäärien kehitys vuosina 1993–1997. Inarin kunnan luvot perustuvat Tilastokeskuksen matkailutilastoihin. Saariselän luvot ovat arvioita tilastoinnin piirissä olevien yritysten, tilastoimattomien yritysten ja yksityis-, yhteisö- tai muussa vastaavassa käytössä olevan majoituskapasiteetin käytöstä. Saariselän luvot on pyöristetty lähimpään tuhanteen.*

	1993	1994	1995	1996	1997
Inari	297 697	288 929	279 829	268 488	304 365
Saariselkä	601 000	594 000	585 000	588 000	623 000

Rekisteröidyn majoituskapasiteetin käyttö osoittaa, että Inarissa ja niin ollen todennäköisesti myös Saariselällä matkailijoiden yöpymismäärät ovat kääntyneet 1990-luvun alun taloudellisen laman jälkeen nousuun vasta aivan viime vuosina. Inarin kunnan rekisteröidyn majoituskapasiteetin käyttöön verrattuna Saariselän matkailualueen yöpymismäärien arvioitu kokonaiskehitys on suuruusluokaltaan noin kaksinkertainen; vuosittain Saariselällä kertyy yli 620 000 yöpymisvuorokautta. Tämä vastaa jokseenkin Kolkan (1985) sekä Helteen ja Särkelän (1993) aiemmin esittämiä arvioita, joskin heidän lukunsa kuvaavat ja perustuvat hieman eri aikaan ja aluerajaukseen.

Saariselän matkailualueen yöpymismäärien arviointi perustuu seuraaviin oletuksiin ja tietoihin: Saariselän matkailualue käsittää 75 % Inarin kunnan majoituskapasiteetista (ja yöpymisistä), ja tilastoinnin ulkopuolisen majoituskapasiteetin määrä on 4 500–4 700 vuodesta riippuen (vuosina 1993–1995 kapasiteetti oli 4 500, sen jälkeen kapasiteettiin on lisätty 100 vuodepaikkaa vuosittain) (Tien-suu 1997). Rekisteröimättömän majoituskapasiteetin käyttöasteeksi on laskettu alueella tehdyn selvityksen perusteella 23 % eli 84 päivää vuodessa (Suomen Matkailun Kehitys Oy 1995, s. 16–17). Saariselän matkailualueen kokonaismatkailukäyttö ei kuvasta suoraan alueen luontomatkailun määrää. Sitä voidaan ilmentää paremmin kansallispuiston matkailukäytön perusteella.

### **2.15.3 Urho Kekkosen kansallispuiston luontomatkailukäyttö**

Saariselän ja Koilliskairan retkeilijämäärät olivat varsin vähäisiä ennen Kullervo Kempin luomaa mielikuvaa alueesta eräretkeilyn ideaalimaisemana. Retkeilijöiden, joita nykyterminologialla voidaan kutsua myös luontomatkailijoiksi, määrä kasvoi kuitenkin varsin nopeasti alueen matkailukehityksen myötä.

Vuonna 1979 eräretkeilijöiden määrä oli kasvanut yhteensä lähes 8 000 käyntikertaan (Saastamoinen 1982, s. 49). Päiväretkeilyn kehityksestä ei ole saatavissa vastaavaa tilastoa, mutta sen määrän voidaan arvioida olevan moninkertainen eräretkeilyyn nähden, sillä vuonna 1979 Saariselän majoitusalueella yöpyi yhteensä lähes 40 000 henkilöä.

Metsäntutkimuslaitos suoritti kesällä 1995 kansallispuiston luontomatkailijoiden määrän arvioimiseksi vieraskirjalaskennan. Laskennan kohdevuodeksi valittiin vuosi 1992, joka oli tuolloin saatavilla olevien vieraskirjojen osalta lähin päivä-, autio- ja varaustupaverkoston kattava vuosi. Kerättyä aineistoa on hyödyntänyt aiemmin eri muodossa mm. Rantala (1996). Laskenta koski kansallispuiston tupien vieraskirjamerkintöjä. Ne eivät kuitenkaan ilmennä suoraan alueen luontomatkailukäytön määrää. Tämä johtuu ensinnäkin siitä, että retkeilijät – etenkin eräretkeilijät – kirjoittavat nimensä retken aikana useampaan kuin yhteen vieraskirjaan. Toiseksi, kaikki retkeilijät, etenkin päiväretkeilijät, eivät kirjoita nimeään välttämättä lainkaan tupien vieraskirjoihin.

Ensin mainittu ongelma ratkaistiin aineiston keruussa siten, että vieraskirjamerkintöjen laskennan yhteydessä tarkasteltiin otannan avulla yksittäisten luontomatkailijoiden retkikohtaisten merkintöjen määriä. Laskennassa vuoden 1992 vieraskirjamerkintöjen kokonaismääräksi muodostui 63 998. Lisäksi tuvat jaettiin sesongit huomioiden sijaintinsa ja pääasiallisen käyttönsä perusteella kuuluviksi joko päiväretkeily- tai eräretkeilyalueeseen. Sen perusteella päiväretkeilyalueen merkintöjen määräksi tuli 39 174 ja eräretkeilyalueen 24 824 merkintää.

Kustakin vieraskirjasta valittiin otantaan aina joka 200:s merkintä (ts. nimi tai nimimerkki), jonka osalta etsittiin muut kyseisen henkilön tekemät merkinnät kansallispuiston tupien vieraskirjoista. Työlään laskennan perusteella yksittäisten eräretkeilijöiden (n = 108) havaittiin tekevän keskimäärin 3,60 vieraskirjamerkintää ja päiväretkeilijöiden (n = 217) keskimäärin 1,26 merkintää retkensä aikana. Tämän perusteella kansallispuiston eräretkeilijöiden määräksi muodostuisi 6 896 ja päiväretkeilijöiden 31 090. Näissä luvuissa ei ole huomioitu merkitsemättä jättämisen ongelmaa.

Aiemmissä tutkimuksissa merkintäkadon, ts. vieraskirjaan merkitsemättä jättämisen suhteellisen osuuden, on arvioitu olevan eräretkeilyalueella 5–20 % ja päiväretkeilyalueella 30–66 % tutkimuksesta riippuen (ks. Saastamoinen 1972, Kolkka 1985, Saarinen 1995). Vuosina 1992–1994 tehtyjen seurantojen perusteella eräretkeilyalueella merkintäkadoksi muodostui sulanmaan aikaan ja sesonkien ulkopuolella 5–8 % autiotuvasta riippuen ja päiväretkeilyalueella sesonkiaikoina (kevättalvi, ruska) 54 % ja sesonkien ulkopuolella 30 %. Eräretkeilyalueen tuvista ei tehty seurantaa talvella, mutta kadon voidaan arvioida olevan kevättalvella ainakin vilkkaimmilla tuvilla hieman kesää suurempi. Esitettyjen lukujen melko suuri hajonta selittyy pääosin jo edellä esiin tuoduilla sesonkikohtaisilla erolla; sesonkiaikoina tupien ruuhkautuessa merkintätehokkuus laskee verrattuna sesonkien ulkopuoliseen aikaan.

Tässä yhteydessä eräretkeilyalueen vieraskirjojen merkintäkadon arvioidaan olevan 10 % ja päiväretkeilyalueen 50 %. Edellisen määrittely perustuu aiempiin yllä mainittuihin tutkimuksiin ja niiden kanssa jokseenkin yhteneväiseen seuranta-aineistoon. Jälkimmäisessä on painotettu seurannan kautta saatua tietoa, jota on suhteutettu sesonkien merkintämäärien erojen perusteella. Merkintäkato huomioituna kansallispuiston luontomatkailijoiden kokonaismääräksi muodostuu 69 842, joista eräretkeilijöitä on 7 662 (11 %) ja päiväretkeilijöitä 62 180 (89 %).

Päiväretkeilijöiden kävijämäärästä puuttuvat kuitenkin edelleen ne luontomatkailijat, jotka retkeilevät reiteillä tai alueilla, joissa ei ole tupia. Siten heitä ei ole voitu huomioida suoritetuissa merkintätehokkuuden seurannoissa. Näitä luontomatkailijoita ovat kansallispuistossa lähinnä luontopolkujen kävijät, puiston raja-alueilla lyhytaikaisesti vierailevat, Tankavaaran alueen päiväretkeilijät, Nuortin kalastajat ja mm. Kiilopään ”huiputtajat” eli vain Kiilopään laella vierailevat retkeilijät.

Luontopolkujen kävijämääriä on seurattu automaattisten kävijälaskureiden avulla vuosina 1994–1995. Kiilopäällä laskuriseuranta ei ole laitteistohäiriöistä johtuen toiminut tyydyttävästi. Saariselän matkailukeskuksen läheisellä luontopolulla on kävijöitä laskuriseurannan perusteella noin 13 800 vuosittain. Kiilopään luontopolun kävijämäärä on siitä enimmillään noin puolet eli 7 000 käyntikertaa. Muun kansallispuiston ”hipaisukäytön” – mukaan lukien Kiilopään huipulla kävijöiden – määrää on erittäin vaikea arvioida. Se lienee kuitenkin yhteensä kymmeniätuhansia käyntikertoja vuosittain. Sen osuutta huomioimatta kansallispuiston päiväretkeilyn määräksi tulee Saariselän ja Kiilopään luontopolut mukaan luettuna noin 83 000 käyntikertaa. Siten kansallispuistossa vierailee yhteensä noin 91 000 luontomatkailijaa vuosittain. Muu lyhytaikainen päiväretkeily huomioituna puiston kokonaiskävijämääräksi muodostuneen karkeasti arvioiden noin 130–150 000 luontomatkailijaa vuosittain.

#### **2.15.4 Lopuksi**

Esitetyt arviot Saariselän matkailualueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontomatkailun määrästä ovat luonteeltaan suuntaa-antavia. Erityisesti päiväretkeilyn merkintäkadon suuruuden määrittely vaikuttaa merkittävästi kansallispuiston luontomatkailijoiden kokonaismäärän arviointiin. Nyt esitettyjä lukuja ei voida ainakaan pitää yliarvioina verrattuna moniin aiempiin selvityksiin (ks. Kolkka 1985, Rantala 1996), sillä alueelliset merkintäkadot määriteltiin saatujen merkintätehokkuuden seurantatietojen perusteella melko alhaisiksi. Esimerkiksi määrittelemällä päiväretkeilyn merkintäkato 66 %:ksi saataisiin alueen luontomatkailun kokonaismääräksi noin 32 000 enemmän kuin edellä on esitetty.

Matkailulle on ilmiönä luonteenomaista jatkuva muutos. Niin ollen vuoden 1992 perusteella tehdyt arviot eivät ole suoraan siirrettävissä Urho Kekkosen kansallispuiston luontomatkailun nykytilaan. On kuitenkin huomattava, etteivät matkailualueen 1990-luvun alkupuolen ja puolivälin jälkeisen ajan tilastoidut yöpymismäärät juurikaan poikkea toisistaan. Siten on oletettavaa, ettei kansallispuis-

ton luontomatkailun määrä ole sekään oleellisesti muuttunut tuona aikana, joskin hipaisukäytön määrän voidaan olettaa lisääntyneen. Toisaalta eräretkeilyn määrän on arvioitu pysyneen jokseenkin samana jo 1970-luvun lopulta lähtien, ja tässä työssä saadut tulokset tukevat osaltaan tätä käsitystä. Näyttäisi pikemminkin siltä, että eräretkeilyn määrä on saattanut jopa hieman vähentyä. Sen ja ylipäätään alueellisten luontomatkailumäärien arvioimiseksi ja varmentamiseksi tarvitaan kuitenkin tarkempia tutkimuksia. Ne ovat tarpeen myös muista syistä. Erityisesti kansallispuistojen, mukaan lukien UK-kansallispuiston, luontomatkailukäyttö on tuonut mukanaan monin paikoin ongelmia, kuten maaston kulumista, ruuhkautumista, erämaisyyden katoamista, uusien käyttömuotojen (mm. maastopyöräily) synnyttämiä ristiriitoja, porojen häiriintymistä ja monia muita luonnonsuojeluun ja luonnonympäristön matkailukäyttöön liittyviä kysymyksiä (ks. Hoogesteger 1976, Helle & Särkelä 1993, Saarinen 1998b), joihin vastaaminen ja joiden ratkaiseminen edellyttää osaltaan nykyistä parempaa perustietämystä myös luonnonympäristön matkailukäytöstä.

### *Lähteet*

- Helle, T. & Särkelä M. 1993: The effects of outdoor recreation of range use by semi-domesticated reindeer. – *Scandinavian Journal of Forestry* 8(1): 123–133.
- Hoogesteger, M. 1976: Kasvillisuuden muuttuminen Koilliskairan autiotupien ympärillä. – *Silva Fennica* 10(1): 40–53.
- Kolkka, M. 1985: Raportti matkailusta Urho Kekkosen kansallispuistossa ja sen lähialueilla. – Moniste, Metsähallitus, Urho Kekkosen kansallispuiston toimisto, Saariselkä. 33 s.
- Rantala, E. 1996: Urho Kekkosen kansallispuiston retkeily. – *Opinnäytetyö*, Hämeen ammattikorkeakoulu, Evon metsäoppilaitos. 28 s.
- Saarinen, J. 1995: Urho Kekkosen kansallispuiston retkeily-ympäristön viihtyvyyt. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A* 37. 77 s.
- 1998a: The social construction of tourism destination: the transformation process of Saariselkä resort in Finnish Lapland. – *Teoksessa*: Ringer, G. (toim.), *Destinations: Cultural landscapes of tourism*. Routledge, London and New York. S. 154–173.
- 1998b: Cultural influence on response to wilderness encounters: a case study from Finland. – *International Journal of Wilderness* 4(1): 28–32.
- Saastamoinen, O. 1972: Saariselän–Itäkairan alueen virkistyskäyttö. – *Lisensiaatintutkimus*, Helsingin yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 171 s.
- 1982: Economics of the multiple-use forestry in the Saariselkä fell area. – *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 104. 102 s.



Suomen Matkailun Kehitys Oy 1995: Rekisteröimätön majoituskapasiteetti ja sen käyttö Lapin läänissä 1994. – MKTK:n julkaisu A:68. 40 s.

Tiensuu, V. 1997: Lapin matkailukeskusten kaavoitus. – Lapin ympäristökeskus ja Lapin liitto, Rovaniemi.

## 2.16 Tutkimuksen, suojelun ja virkistykseen yhteensovittaminen Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa

Lasse Lovén ja Sinikka Jortikka  
Metsäntutkimuslaitos

### 2.16.1 Pallas-Ounastunturin kansallispuisto

Suomen vanhimpiin kansallispuistoihin kuuluva Pallas-Ounastunturin kansallispuisto on perustettu vuonna 1938, ja se on vuoden 2001 loppuun asti Metsäntutkimuslaitoksen hoidossa. Puisto on pinta-alaltaan 50 000 hehtaaria. Se on Lemmenjoen ja Urho Kekkosen kansallispuistojen jälkeen Suomen kolmanneksi suurin kansallispuisto.

Pallas-Ounastunturin kansallispuiston aluetta ja palveluja käyttää vuosittain 100 000 matkailijaa ja retkeilijää. Virkistys- ja opetuskäyttöä palvelemaan on rakennettu kaksi luontokeskusta, luontopolkuja, 250 km merkittyjä reittejä sekä lukuisia autio- ja varaustupia.

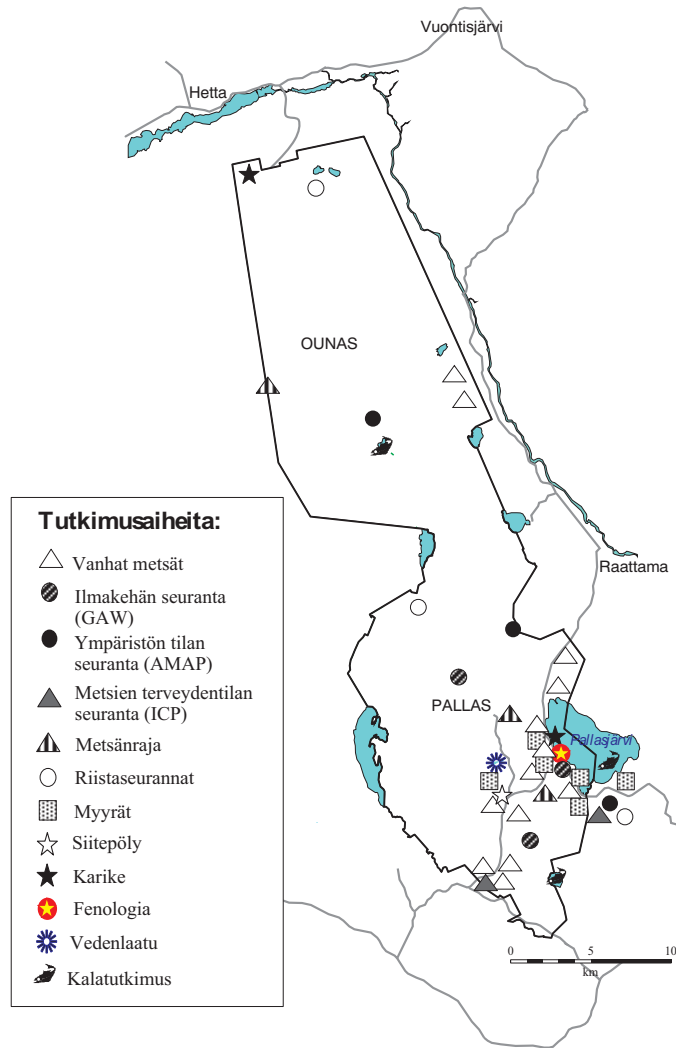
Paikallisille paliskunnille puisto on tärkeää poronhoitoaluetta. Kansallispuistossa laiduntaa vuosittain 10 000 poroa kolmesta eri paliskunnasta.

### 2.16.2 Monipuolista tutkimustoimintaa

Pallas-Ounastunturin alue on jo ennen kansallispuiston perustamista ollut merkittävä metsä- ja tunturiluonnon tutkimuskohde. Alueen luonto ja sijainti tarjoavat erinomaiset lähtökohdat tutkimukselle. Pienelle alueelle mahtuu kolme eri kasvillisuusvyöhykettä: Tunturi-Lappi, Metsä-Lappi ja Peräpohjola. Kansallispuistossa kohtaavat monet eteläiset ja pohjoiset kasvi- ja eläinlajit, ja kolmen puulajin metsänraja on helposti saavutettavissa. Seutu on ilmastonsa puolesta Euroopan puhtaimpia. Lisäksi kaikki tämä on mm. hyvien tieyhteyksien ansiosta helposti saavutettavissa.

Nykyisin puistossa on vuosittain käynnissä noin 40 tutkimusprojektia, joista puolenkymmentä on kansainvälistä. Kansallispuiston tutkimuskäyttö on tutkimusongelmien monipuolisuuden vuoksi laajasti ja myös kansainvälisesti verkostoitunutta. Eri tutkimuslaitosten tutkimustoimintaa palvelevia pysyviä koalueita on runsaat 30 (kuva 1). Koaloilla seurataan luonnontilaisen käsittelemättömän kohteen ominaisuuksia, kuten esim. ilman laatua (Global Atmosphere Watch -ohjelma GAW / Ilmatieteen laitos), myrkkujen kertymistä maa- ja vesiekosysteemiin (Arctic Monitoring and Assessment Programme AMAP / Ilmatieteen laitos, Suomen Ympäristökeskus, Ruotsin Ilmatieteen laitos) ja metsien terveydentilaa (Intensive Control Program ICP-FOREST / Metsäntutkimuslaitos).

Lisäksi puistossa tehdään tutkimuksia ja perusselvityksiä, jotka eivät edellytä pysyviä kokeita. Näihin kuuluvat esimerkiksi kattava kasvillisuuskartoitus alueesta sekä monet kävijätutkimukset, joilla luodetaan ihmisten tyytyväisyyttä ja toiveita puiston palveluista.



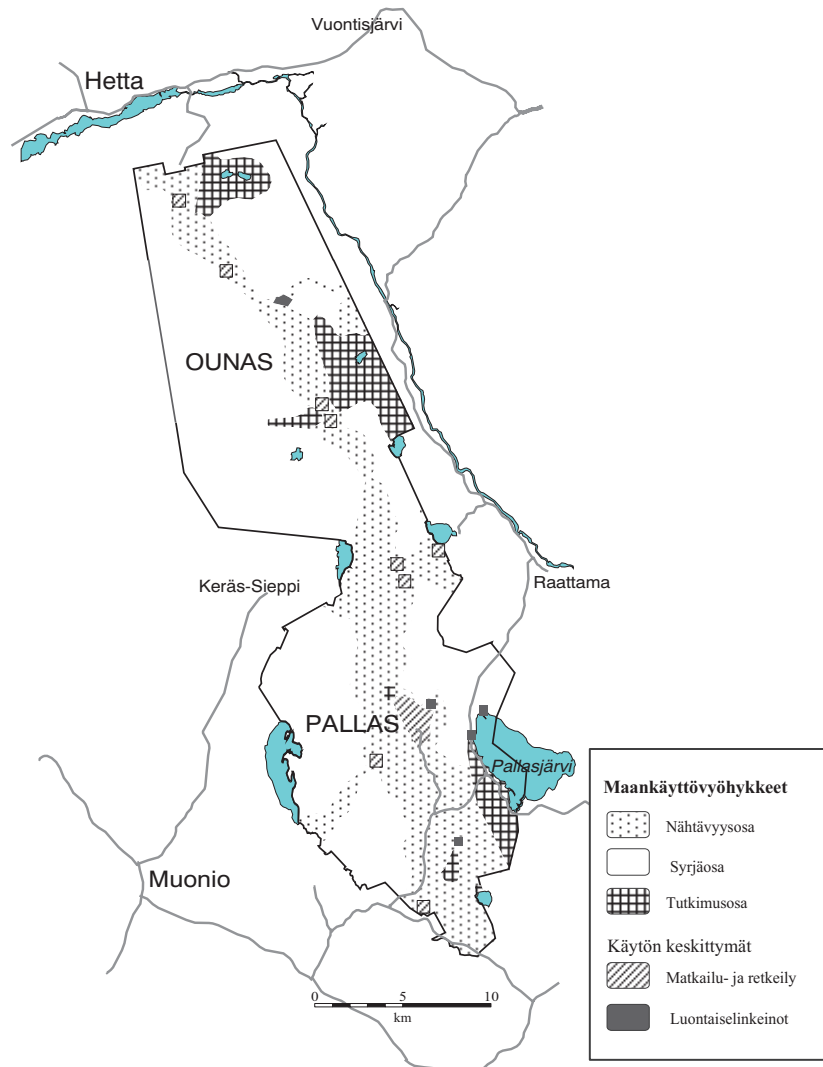
Kuva 1. Kansallispuistossa on suomalaisten ja ulkomaisten tutkimuslaitosten tutkimustoimintaa palvelevia pysyviä koalueita runsaat 30.

### 2.16.3 Tutkimuksen sopeuttaminen suojelu- ja virkistystavoitteisiin

Tutkimustoiminta pyritään sopeuttamaan puiston suojelu- ja virkistyskäyttöön puiston runkosuunnitelmassa määriteltävällä maankäytön vyöhykejaolla. Ensimmäisenä kansallispuistona Suomessa Pallas-Ounastunturilla pyritään puiston **tutkimusosa** käsittelemään tasavertaisesti matkailun ja retkeilyn pääsuuntautumisalueena olevan **nähtävyytosan** ja toiminnallisesti mahdollisimman luonnon-tilassa olevan **syrjäosan** kanssa. Runkosuunnitelman luonnoksessa tutkimusosan

pinta-ala on noin 9 % puiston kokonaisalasta (kuva 2), ja se sisältää merkittävimmät luonnontilaisten kohteiden pysyväisluontoiset seuranta-alueet tulevalle 20-vuotiskaudelle.

Tutkimustoiminnan sopeutumista kansallispuiston suojele- ja virkistystavoitteisiin ohjaa ja valvoo Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasema. Tutkimusprojekteilta edellytetään lupamenettelyä ja pysyväisluontoiset seurantakokeet rekisteröidään laitoksen koerekisteriin. Lupia myönnettäessä valvotaan, että havaintojen teko ja näytteiden otto eivät aiheuta uhkaa suojeleluoille. Samalla myös koordinoidaan tutkimuksia siten, että ne eivät häiritse toisiaan. Pallas-Ounastunturin kansallispuiston tutkijoiden käytävissä ovat Metsäntutkimuslaitoksen Pallasjärven ja Hetan toimipaikkojen palvelut (majoitus-, atk-, tietoliikenne-, kuljetus- ja työvoimapaalvelut ja aineistojen esikäsittelypalvelut).



Kuva 2. Pallas-Ounastunturin kansallispuiston maankäyttövyöhykkeet (Lähde: Pallas-Ounastunturin kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma (Penttilä ym. 1998).

### ***Lähteet***

Lovén, L. & Salmela, S. (toim.) 1997: Pallas-Symposium 1996. Proceedings of the research symposium held in the Pallas-Ounastunturi National Park on 10–11.10.1996. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 623. 105 s.

Penttilä, T., Piri, E. & Vuopio, M. (toim.) 1998: Pallas-Ounastunturin kansallispuisto, hoito- ja käyttösuunnitelma 1998–2017. Management Plan. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 716. 108 s.

### ***Tekijöiden uusin julkaisu aiheesta:***

Lovén, L. 1998. Asiakaspalaute kansallispuiston sosiaalisen kestävyden hallinnassa; Pallaksen telemark -hiihtäjien tavoitekartoitus. – Teoksessa: Saari-  
nen, J. & Järviluoma, J. (toim.), Kestävyys luonnon virkistys- ja matkailu-  
käytössä, Pallas-symposium 1997. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja  
671: 99–107.

## 3 LUONNONSUOJELUN SOSIOEKONOMISET KYSYMYKSET JA LUONNON AINEETTOMAT ARVOT

### 3.1 Biodiversiteetin taloudellinen arvo

Mikko Mönkkönen  
Oulun yliopisto

#### 3.1.1 Johdanto

Useimmat meistä – erityisesti ne jotka tuntevat luonnon hinnoittelun mahdottomaksi ja moraalittomaksikin tehtäväksi – kokevat luonnolla olevan itseisarvoa, sellaista olemassaolon oikeutusta, joka ei ole havaitsevasta yksilöstä riippuvaista. Osoituksena tästä ajattelusta pidetään esimerkiksi seuraavaa Robinson Crusoe -vertausta. Robinson Crusoe haaksirikkoutui ja pelastautui autiolle saarelle, joka elätti vuosikausia hänet ja palvelijansa Perjantain. Pitkän odotuksen jälkeen hän vihdoinkin pelastautui saarelta. Lähes poikkeuksetta ihmiset pitäisivät tuomittavana sitä, että Crusoe olisi lähtiessään tuikannut tuleen koko saaren, koska hän ei tulisi ikinä palaamaan saarelle eikä tarvitsemaan sen palveluksia.

Luonnon eittämättömästä itseisarvosta huolimatta ihmisen hyvinvoinnin nimissä ollaan valmiita – edelleen Crusoe-vertauksessa pysyäkseen – polttamaan lähes joka ainoa saari, jos vain se nähdään taloudellisesti kannattavaksi tai työllisyyttä edistäväksi toiminnaksi. Tämän materialistisen asennoitumisen seurauksena ihminen pärjää käytössä olevien taloudellisten mittareiden mukaan paremmin kuin koskaan aikaisemmin, mutta toisaalta luonto on lähes millä tahansa asteikolla mitattuna kutistumassa ja menettämässä merkittävän osan itseisarvonsa osatekijöistä: lajeista, niiden perintötekijöistä sekä lajien muodostamista ekosysteemeistä. Nykyisellä lajien sukupuuttovauhdilla arviolta 75 % maalla elävistä eliölajeista häviää peruuttamattomasti seuraavan 200 vuoden aikana.

Kansainvälisen biodiversiteettisopimuksen – ns. Rion sopimuksen – yksi kantavista ajatuksista on, että luonnon monimuotoisuutta pystytään säästämään nykyisiltä ympäristömullistuksilta vain, jos luonnolle pystytään antamaan taloudellinen arvo, joka vastaa sen ihmiselle tarjoamien hyödykkeiden ja palvelujen täyttä arvoa. Luonnon hinnoittelu markkinahintoihin vertailukelpoisin keinoin nähdään varteenotettavana mahdollisuutena luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseen. Käsitys, että luonnon ja luonnonvarojen sumeilematon käyttö on aina taloudellisesti kannattavaa ja suojele tai luonnonvarojen säästäminen aiheuttaa väistämättä kustannuksia yhteiskunnalle, perustuu siihen kestävämpään oletukseen, ettei luonnolla ole muuta taloudellista arvoa kuin suoraan hyödynnettävissä olevaa käyttöarvoa. Luonnon hinnoittelu palvelee perusteellisempien kustannus-hyötyanalyysien tekoa, jossa punnuksina vaakakupeissa on toimenpiteiden todelliset ja mahdollisimman täydellisesti tunnetut hyödyt ja kustannukset.

### 3.1.2 Mistä luonnon taloudelliset arvot koostuvat?

Luonnon taloudellisella kokonaisarvolla tarkoitetaan kaikkien luonnon tarjoamien hyötyjen yhteenlaskettua rahallista arvoa. Luontoa muuttavan hankkeen tai ohjelman taloudellisen vaikutuksen mittaaminen edellyttää arvojen tarkempaa jaottelua ryhmiin (Paavola 1996). Karkein jako on luokitella ne käyttöarvoihin ja ei-käyttöarvoihin (taulukko 1). Käyttöarvot koostuvat luonnon tarjoamien palvelujen käytöstä saatavista hyödyistä. Käyttöarvot voidaan jakaa useaan alaryhmään, joita ovat suorat ja epäsuorat käyttöarvot sekä optioarvot. Suorat käyttöarvot koostuvat esimerkiksi luonnon tarjoamista ravinto- ja raaka-aineista tai virkistyskäyttömahdollisuuksista. Epäsuorat käyttöarvot liittyvät usein maapallon elinkelpoisena säilyttämiseen, esimerkiksi luonnollisten kiertojen kautta ylläpidettävään ilman puhtauteen, maaperän tuottavuuteen jne. Toki esimerkiksi puhtaalla vedellä on myös suora käyttöarvonsa, mutta yhtä kaikki nämä seikat ovat riippuvaisia toimivista luonnon ekosysteemeistä.

Taulukko 1. Luonnon taloudellisen arvon kategoriat.

Arvoluokka	Käyttöarvot			Ei-käyttöarvot	
Kategoria	Suora käyttöarvo	Epäsuora käyttöarvo	Optioarvo	Perintöarvo	Olemassaolo-arvo
Merkitys	Hyödykkeen suora käyttöarvo	Toiminnalliset hyödyt	Tulevaisuuden suora ja epäsuora käyttöarvo	Jälkipolvien mahdollisuuksiin liittyvät arvostukset	Itseisarvo
Esimerkkejä	Ruoka, puutavara, virkistys	Puhdas ilma ja vesi, ravinteiden kierto, tuottavuus	Potentiaaliset, vielä löytymättömät luonnonvarat	Peruuttamattomien muutosten välttäminen, sukupolvien tasatarvo	Luonnonalueet, ekosysteemit, lajit, geenit

Optioarvo puolestaan viittaa tulevaisuudessa tapahtuvaan potentiaaliseen hyödyntämiseen ja sitä kautta saatavaan taloudelliseen hyötyyn. Optioarvoon on usein tukeuduttu perusteltaessa luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä. Lajeilla ja lajien yhteisöillä on potentiaalista arvoa, jotka ovat meille toistaiseksi tuntemattomia, mutta jotka voivat tulevaisuudessa osoittautua taloudellisesti erittäin arvokkaiksi. Kysymys optioarvoista liittyy usein luontoa koskevan tietämyksemme epätäydellisyyteen. On esimerkiksi arvioitu, että maapallolla elää noin 10–20 miljoonaa eliölajia, joista tieteelle tunnettuja on alle 2 miljoonaa. Tunnettujen 2 miljoonan lajin kaikkia taloudellisia hyödyntämismahdollisuuksia ei tunneta puhumattakaan tieteelle tuntemattomien lajien avaamista mahdollisuuksista. Toteutuneesta optioarvosta ehkä malliesimerkki on Madagaskarin punatalvio. Se on kasvi, jonka tuottamien lääkeaineiden tuotannosta ja myynnistä saatavat tulot ylittävät miljardin Suomen markan arvon. Lisäarvoa kertyy näiden lääkkeiden arvosta kivun ja sairauden hoidossa ja ennen aikaisten kuolemien ehkäisyssä.

Ei-käyttöarvoja voidaan kutsua myös luonnon passiivisiksi arvoiksi. Niissä ovat erotettavissa toisaalta perintöarvot, jotka kohdistuvat jälkipolvien yhtäläisiin mahdollisuuksiin hyödyntää luontoa ja nauttia luonnosta, ja toisaalta puhtaat olemassaoloarvot. Useat ihmiset ovat valmiita maksamaan lajien ja luonnonaluiden säilyttämisestä ja suojelusta, vaikka eivät itse koskaan näkisi näitä lajeja tai paikkoja ja vaikka olisi epätodennäköistä, että tulevatkaan polvet voisivat joskus saada näistä käyttöarvollista hyötyä. Ei-käyttöarvojen katsotaan perustuvan haluun jättää perintöä tuleville sukupolville, läheisiin kohdistuvaan hyväntahtoisuuteen, sympatiaan eläimiä, kasveja ja muita ihmisiä kohtaan, käsitykseen luonnon ja oman hyvinvoinnin keskinäisestä riippuvuudesta ja ihmisen asemaan ajattelevana ja vastuullisena olentona. Näille seikoille ei toistaiseksi ole juuri annettu painoa kustannuksia ja hyötyjä punnittaessa, mutta ne ovat silti ihmiselle luonteenomaisia arvoja.

Biodiversiteetin taloudellisesta arvosta ja hinnoittelusta puhuttaessa on tähdennettävä kahta olennaista seikkaa. Ensinnäkin on huomattava, että taloudellinen kokonaisarvo ei ole synonyymi absoluuttiselle kokonaisarvolle. Ihminen kykenee arvottamaan asioita – siis luontoakin – myös muuten kuin puhtaasti taloudellisin käsittein. Toiseksi luonnon taloudellisen arvon arviointi ei tarkoita luonnon myytäväksi asettamista, eikä hinnan määrääminen ole sama asia kuin täydellinen vaihdettavuus moraalisten ja instrumentaalisten arvojen välillä.

### ***3.1.3 Markkinat ja luonnon arvot***

Kustannus-hyötyanalyysin mukaan esimerkiksi jonkin metsäalueen suojelu on taloudellisesti kannattavampaa kuin metsän hakkuu, mikäli kustannukset huomioituna suojelusta saadut hyödyt ylittävät hakkuun tuomat hyödyt. Usein ajatellaan, että metsän hakkaaminen – ja luonnon taloudellinen hyödyntäminen laajemminkin – on aina taloudellisesti perusteltua toimintaa, eli kustannus-hyötyanalyysi väistämättä kehottaa metsän hakkaamiseen suojelun sijasta. Luonnonsuojelusta puolestaan ajatellaan aiheutuvan väistämättä kustannuksia, vaikka itse asiassa kokonaistaloudellisia tarkasteluja on hyvin vähän tämän käsityksen perustaksi. Tällaiset käsitykset voivat olla liian yleistäviä ja ennenaikaisia ja perustua epätäydelliseen taloudelliseen analyysiin.

On siis ilmeistä, että suurin osa luonnon arvoista jää ottamatta huomioon päätöksentekoprosessissa, joka usein käyttää vain suoriin käyttöarvoihin liittyvää tietämystä. Päätöksenteon pohjana olevissa taloudellisuuslaskelmissa on tämän vuoksi sisäänrakennettuna vinoutuma, joka suosii luonnon ja luonnonvarojen hyväksikäyttöä säästämisen ja suojelun sijasta. Tämä markkinoiden epätäydellisyys koskee niin käyttö- kuin ei-käyttöarvoja lukuun ottamatta suorita käyttöarvoja. Ulkoisvaikutus on eräs epätäydellisyyden muoto. Usein luonnon pääoman kutistumiseen (lajien sukupuuttoihin tai ekosysteemien häviämiseen) johtavien toimien kustannukset jäävät muiden kuin toimenpiteen tekijän, mahdollisesti koko maapallon väestön kannettaviksi, vaikka tekijä korjaa itse suurimman hyödyn. Usein luonnon palveluille ja hyödykkeille ei ole luotu markkinoita, vaan toimenpiteiden kokonaistaloudelliset hyödyt ja kustannukset jäävät tuntemat-



tomiksi. Kolmas markkinoiden epätäydellisyyden muoto liittyy valtioiden harjoittamaan aktiiviseen elinkeinopolitiikkaan: elinkeinotuet voivat vinouttaa kustannus-hyötyanalyysiä suojelun ja säilyttämisen vastaiseksi.

Metsän suojelu vastaan metsän hakkuu -esimerkkiin palatakseni hakkuun hyödyt ja kustannukset ovat sangen helposti nykyisillä markkinoilla mitattavia asioita. Lisäksi valtiovallan ylläpitämät metsätalouden tukitoimet pyrkivät siirtämään osan metsätalouden kustannuksista koko yhteiskunnan maksettaviksi. Nämä tekijät ovat omiaan kallistamaan vaa'an metsän hakkuun hyväksi suojelua vastaan. Samaan aikaan metsätalous eri muodoissaan on luonnon monimuotoisuutta – luonnon pääomaa – eniten kaventava tekijä maassamme. Tämän pääoman kutistumisen vaikutuksista ei ole vastaavaa tarkkaa analyysiä tarjottavissa. Tämä onkin ympäristötaloustieteen keskeinen haaste.

### **3.1.4 Lähestymistapoja luonnon arvoon**

Tavallisimmin käytetty keino luonnon arvottamiseen ja hinnoitteluun on käyttää maksuhalukkuuden käsitettä (Pierce & Moran 1994). Maksuhalukkuuden ajatellaan kuvaavan arvioitamme luonnon tarjoamien hyödykkeiden ja palveluiden käytön ja olemassaolon tuottamista hyödyistä. Tällainen tutkimus voi tarkoittaa esim. kyselytutkimusta ihmisten halukkuudesta maksaa jonkin luonnon osan säilyttämisestä. Kysely ikään kuin luo markkinat sellaisille hyödykkeille, joilla ei aiemmin ole markkinoita ollut. Esimerkkinä mainittakoon Norjassa tehty tutkimus, jossa haastateltiin 252 ihmistä heidän halukkuudestaan maksaa vierailijoiden suosiossa olevan metsäalueen suojelusta. Keskimääräiset maksuhalukkuusarvot vaihtelivat 46 ja 96 Norjan kruunun välillä. Kun otetaan huomioon alueella vierailevien lukumäärä, yhteenlaskettu maksuhalukkuus ylitti selvästi alueen puuston hakkaamisesta saatavien tulojen määrän (Johansson ym. 1995).

Maksuhalukkuustutkimukset ja muut vastaavat menetelmät ovat osoittautuneet potentiaalisesti hyvinkin käyttökelpoisiksi tarkasti määriteltyjen biodiversiteetin osien arvottamisessa (Jacobsson & Dragun 1996), mutta ne ovat kuitenkin ongelmallisia vähemmän tunnettujen ja määriteltyjen aspektien arvottamisessa. Nämä menetelmät vaativat paljon tietoa ja tiedottamista. Kyselytutkimuksessa on esimerkiksi keskeistä, että haastateltava on riittävästi perillä kyselyn kohteen merkityksestä ja tärkeydestä. Onkin olemassa vaara, että näillä menetelmillä suojelu kohdistuu entistä enemmän hyvin tunnettuihin alueisiin ja lajeihin (esimerkiksi ns. karismaattinen megafauna) ja että suojelutoimet osuvat ekologisesti katsoen harhaan. Tällä hetkellä uhanalaisten lajien taloudellinen arvottaminen kyselytutkimuksin on voimakkaan ympäristötaloustieteellisen tutkimuksen kohteena. Koska lajien määrä on suuri ja monet niistä ovat huonosti tunnettuja, liittyy tähän työhön se vaara, että tutkimus tulee kestämään liian kauan suhteessa tiedon tarpeen kiireellisyyteen.

Eräs potentiaalinen, toistaiseksi vähän hyödynnetty menetelmä luonnon arvottamiseksi on ns. korvauskustannusmenetelmä (replacement cost method). Tällä menetelmällä voidaan arvioida esimerkiksi metsän hakkuun biodiversiteettikus-

tannuksia laskemalla, kuinka paljon kustannuksia yhteiskunnalle koituisi hakuun seurauksena menetetyn luonnon pääoman – esimerkiksi lajien, niiden yksilöiden tai metsän rakennepiirteiden – palauttamisesta. Menetettyjen lajien ja rakennepiirteiden palauttaminen eli restoraatio kuuluu nykyään ympäristönsuojelun arkipäivään, ja se on osoittautunut hankalaksi ja kalliiksi toimenpiteeksi.

Kolmas lähestymistapa perustuu luonnon tarjoamien hyödykkeiden ja palveluiden arviointiin (Chichilnisky 1996). Maapallon elinkelpoisuus riippuu luonnon pääoman (monimuotoisuuden) ylläpitämien ekologisten systeemien toiminnasta. On siis perusteltua väittää, että näillä toiminnoilla on suora ja epäsuora taloudellinen arvo ihmisen hyvinvoinnin kannalta ja että nämä muodostavat osan maapallon kokonaistaloudellisesta arvosta.

Costanzan ym. (1997) tuore tutkimus pyrki kokoamaan yhteen olemassa olevan eri menetelmillä kerätyn tiedon luonnon pääoman ja maapallon ekosysteemipalvelujen arvosta. Artikkelissa arvioitiin taloudellinen arvo 17 erilaiselle ekosysteemipalvelulle mukaan lukien esimerkiksi ilmaston ja eroosion säätely, jätteiden käsittely, ruuan ja raaka-aineen tuotanto, virkistyspalvelut ja geneettisten luonnonvarojen arvo. Arvio päättyi huikeaan 33 triljoonan ( $10^{12}$ ) dollarin vuosiarvoon, mikä on noin kaksi kertaa suurempi kuin maapallon bruttokansantuotteiden yhteenlaskettu loppusumma. Lauhkean vyöhykkeen metsien osalta esitettiin esimerkiksi arvioita, että metsien ekosysteemipalvelut ovat noin 1 500 mk hehtaaria ja vuotta kohti.

Toistaiseksi tämä lähestymistapa ei ole saanut laajempaa hyväksyntää. Ilmeinen syy tähän on se, että on vaikea nähdä, miten näin yleisellä tasolla liikkuvista arvioista olisi päätöksenteon apuvälineeksi. Mutta tutkimuksen viesti on kuitenkin selvä: on epärationalista vähätellä luonnon muita arvoja kuin suoria käyttöarvoja.

### ***3.1.5 Luonto itseisarvona***

Monille ihmisille luonnon arvottaminen on dualistinen prosessi siten, että eettiset arvot ovat ensisijaisia materiaalsiin arvoihin verrattuna silloin, kun materiaalin hyvinvointi ylittää hyväksi katsottavan elintason rajan. Tällöin luonnon itseisarvo nousee keskeiseksi arvottamisen ja taloudellistakin toimintaa ohjauvaksi ja rajoittavaksi tekijäksi. Perusteltua on vain sellainen toiminta, joka ei vähennä luonnon monimuotoisuuden määrää. Luonto asettaa toiminnan reunaehdot.

Asiaa voidaan tarkastella myös kestävän kehityksen näkökulmasta. Kestäväksi kehitykseksi määritellään yleensä sellainen toiminta, joka ei vähennä olemassa olevan pääoman määrää tai kavenna tulevaisuuden toimintamahdollisuuksia. Ekologinen kestävyys määrittyy siis biologisen monimuotoisuuden ja luonnonvarojen – ja sitä kautta ekosysteemien toiminnan – säilymisen kautta. Jos luonto käsitetään itseisarvoiseksi ja otetaan toiminnan reunaehdoksi, ekologinen kestävyys raamittaa taloudellisen, sosiaalisen ja kulttuurisen kestävyuden; ne ovat tälle sisäkkäisiä. Kehitys on taloudellisesti kestävää vain, jos se on ekologisesti kestävää.

Kehityksen kestävyydelle on nähtävissä useita eri tasoja. Toinen ääripää on heikko kestävyys, jonka mukaan luonnon pääoma ja ihmisen tuottama pääoma ovat kokonaan vaihdettavia keskenään. Esimerkiksi luonnon pääomaa voidaan tämän mukaan kutistaa, jos se johtaa vastaavaan tai suurempaan nousuun ihmisen tuottaman pääoman määrässä. Vahva kestävyys taas kieltää luonnon ja ihmisen pääoman vaihdettavuuden ja korostaa kehityksen olevan kestävää vain, jos molemmat pääoman muodot säilyvät entisellä tasollaan tai kasvavat. Vaikka laajan enemmistön hyväksyminen tuntuu mahdottomalta molempien ääripäiden osalta, jo siirtyminen heikkoon kestävyYTEEN olisi iso askel nykyiseen talouskäsitukseen verrattaessa.

Jos toisaalta hyväksytään ajatus, että luonnon pääoma on osa kokonaistaloudellista arvoa, ero – ja myös hierarkkisuus – ekologisen ja taloudellisen kestävyYDEN välillä katoaa. Kehityksen kestävyys punnitaan kaiken pääoman ja tulevaisuuden toimintaedellytysten säilymisen kautta, oli sitten kyse luonnon pääomasta tai ihmisen toiminnan tuloksena syntyneestä kapitaalista.

### **3.1.6 Lopuksi**

Juuri ilmestynyt World Watch Instituutin Maailman Tila -raportti (Brown & Worldwatch Institute 1996) maalaa yhä synkkeneviä kuvia ihmisen taloustoiminnan kestävyYdestä ja sen tuhoisista vaikutuksista luonnon monimuotoisuudelle. On ilmeistä, että nykyinen kehitys ei ole kestävää minkäänlaisilla kestävyYDEN mittareilla arvioituna. Muutoksen tarve on polttava, mutta ihmisten asenne muutokseen on yleensä alistunut ja passiivinen kasvottomien 'markkinavoimien' edessä. Luonnon hinnoittelu – sen kokonaistaloudellisen arvon määrittäminen – on keino markkinavoimien omilla ehdoilla saada luonnon ääni kuulumaan päätöksiiä tehtäessä ja tasavertaistaa punnuksia taloudellista rationaalisuutta arvioitaessa. Luonnon hinnoittelu ei tarkoita luonnon myymistä eniten tarjoavalle, vaan tarjoaa yhden mahdollisen tien sovittaa yhteen ekologinen ja taloudellinen kestävyys.

### **Lähteet**

- Brown, L. R. & Worldwatch Institute 1996: Maailman tila 1996. Raportti kehityksestä kohti kestävää yhteiskuntaa. – Gaudeamus, Tampere. 243 s.
- Chichilnisky, G. 1996: The economic value of the Earth's resources. – Trends in Ecology and Evolution 11: 103–144.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. – Nature 387: 253–260.
- Jacobsson, K. M. & Dragun, A. K. 1996: Contingent valuation and endangered species. – Edward Elgar, Aldershot. 269 s.

Johansson, P.-O., Kriström, B. & Mattson, L. 1995: Economic value of non-timber forest goods and services. – Teoksessa: Hytönen, M. (toim.), Multiple-use forestry in the Nordic countries. Gummerus, Jyväskylä. S. 343–355.

Paavola, J. 1996: Ympäristotalouden perusteet. – Opetushallitus, Helsinki. 167 s.

Pierce, D. & Moran, D. 1994: The economic value of biodiversity. – Earthscan Publications Ltd, London. 212 s.

## 3.2 Suojelualueiden virkistyskäyttö: taloudellisen tutkimuksen näkökulmia

Ville Ovaskainen ja Paula Horne  
Metsäntutkimuslaitos

### 3.2.1 Johdanto

Taloustieteessä metsän tai yleensä luonnon tuottamat hyödyt jaetaan usein käyttö- ja ei-käyttöarvoihin (esim. Horne & Ovaskainen 2001). Kuluttavaa suoraa käyttöä ovat puun ym. aineellisten tuotteiden korjuu, marjastus ja metsästys, kuluttamatonta käyttöä ulkoilu ym. virkistyskäyttö ja maisemien katselu. Eikäyttöarvoja ovat resurssin olemassaolo- ja perintöarvot. Toinen, taloudellisesta ja käyttöoikeuksien näkökulmasta tärkeä raja kulkee *markkinahintaisten* ja *markkinattomien* hyötyjen välillä. Puhtaimmin yksityinen ja markkinahintainen hyödyke on puuraaka-aine. Markkinattomia taas ovat esimerkiksi virkistys- ja maisema-arvot sekä tietyt aineelliset tuotteet, kuten marjat ja sienet, jotka ovat jokamiehenoikeudella vapaasti käytettävissä. Eikäyttöarvot ja epäsuorat, esimerkiksi ekologiset, hyötyvaikutukset ovat puhtaasti markkinattomia yhteishyödykkeitä.

Suojelualueiden tarkoituksena on tiettyjen eliölajien, luontotyyppien ja yleisesti luonnon monimuotoisuuden ylläpito. Tavoitteet edustavat lähinnä eikä käyttöarvoihin luettavia olemassaolo-, perintö- ja optioarvoja. Etenkin kansallispuistojen ja erämaa-alueiden tarkoituksena on kuitenkin myös luonnonnähtävyyksien säilyttäminen ja luontoharrastusten tukeminen. Alueiden virkistyskäyttö onkin ollut laajaa ja käyntimäärien perusteella kasvavaa. Virkistyskäytön markkinattomuuden vuoksi sen hyvinvointivaikutukset ja taloudellinen arvo eivät kuitenkaan ilmene helposti mitattavina suureina.

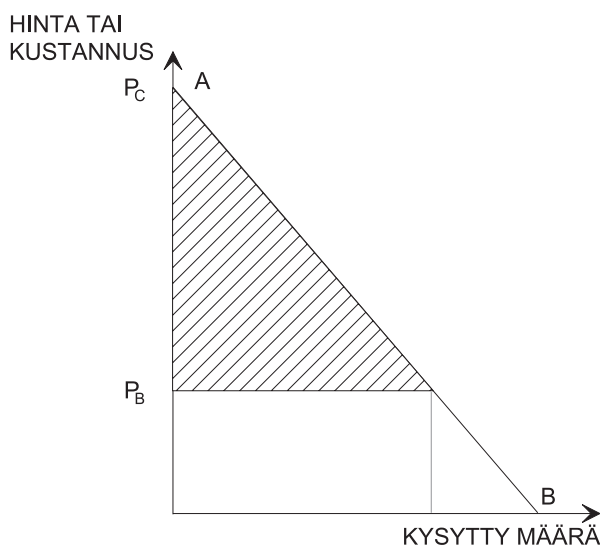
Suojelu- ja virkistyshyötyjen luonteen vuoksi ketään ei voi estää käyttämästä niitä eikä käyttäjiltä voi kerätä korvauksia. Yksityisillä maanomistajilla ei siksi ole taloudellista motivaatiota niiden tarjoamiseen, vaan tarjonnan turvaamiseksi tarvitaan julkisen vallan toimia. Kuitenkin myös yhteiskunnallisessa päätöksenteossa vallitsee tyypillisesti tiedollinen epäsymmetria, koska markkinattomien hyötyjen arvo ei ilmene hintoina tai maksuvirtoina.

Vaikutukset luonnon markkinattomiin arvoihin edustavat toisaalta suojeluhankkeiden hyötyjä, toisaalta kehittämishankkeiden kustannuksia. Kehittämisvaihtoehdon hyötyjä – eli suojelun vaihtoehtoiskustannuksia – arvioitaessa voidaan tukeutua puun ym. markkinahyödykkeiden hintoihin, mutta markkinattomien suojelu- ja virkistysarvojen mittaaminen vaatii aikaavievää erillistä tutkimusta. Jos päätöksiä kuitenkin tehdään ilman tällaista tutkimustietoa, ne joko jäävät taloudellisessa mielessä sattumanvaraisiksi tai vinoutuvat ns. kehittämisvaihtoehdon suuntaan. Jotta markkinattomat arvot tulisivat päätöksenteossa otetuiksi huomioon oikeassa suhteessa, niitä on voitava verrata yhteismitallisesti markkinahyödykkeiden kanssa.

Tässä esityksessä tarkastellaan lähinnä kansallispuistoja niiden virkistyskäytön taloudellisen arvottamisen näkökulmasta. Puistojen ensisijainen tarkoitus on alkuperäisen luonnon säilyttäminen, mutta myös virkistyskäyttö on laajaa. Käytännössä kansallispuistot tarjoavat varsin samanlaisia virkistyspalveluja kuin valtion retkeilyalueet. Alueiden ja niiden perusrakenteiden – polut, jätehuolto, tulentekopaikat, laavut, autiotuvat ym. – käyttömahdollisuudet ovat julkisin varoin tuotettuja, käyttäjille maksutomia palveluja. Vain yksityishyödykkeen luonteiset lisäpalvelut (esim. kalastus- ja metsästysluvat, vuokratämpät ja mökit) ovat hinnoiteltuja, joten suurin osa virkistyskäytön hyödyistä ei ilmene markkinoilla. Jotta hyötyjä voitaisiin verrata alueiden ja niiden palvelujen ylläpidon kustannuksiin, tarvitaan arvottamistutkimusta.

### 3.2.2 Markkinattomien hyötyjen arvottamismenetelmät

Markkinattomien hyötyjen arvottamisen lähtökohtana on taloudellisen arvon käsite, joka on olennaisesti laajempi kuin kaupallinen arvo tai markkina-arvo. Taloudellista arvoa on kaikella, minkä saadakseen tai säilyttääkseen ihmiset ovat valmiita maksamaan jotain eli uhraamaan rahaa, aikaa tai muita resursseja. Arvon perusmääritelmä on siis maksuhalukkuus. Sen olemassaolo ei riipu todellisista maksutapahtumista eikä siitä, onko hyödykkeelle markkinat. Kokonaismaksuhalukkuus jakautuu kahteen osaan: tosiasiallisesti maksettuihin menoihin ja nettoarvoon (kuva 1).



Kuva 1. Käyrä AB esittää markkinahyödykkeen tai markkinattoman virkistyspalvelun kysyntäkäyrää,  $P_B$  on markkinahinta tai keskimääräisen kävijän matkakustannus. Varjostettu kolmio kuvaa kuluttajan ylijäämää (nettoarvoa) ja sen alla oleva suorakaide maksettuja menoja.

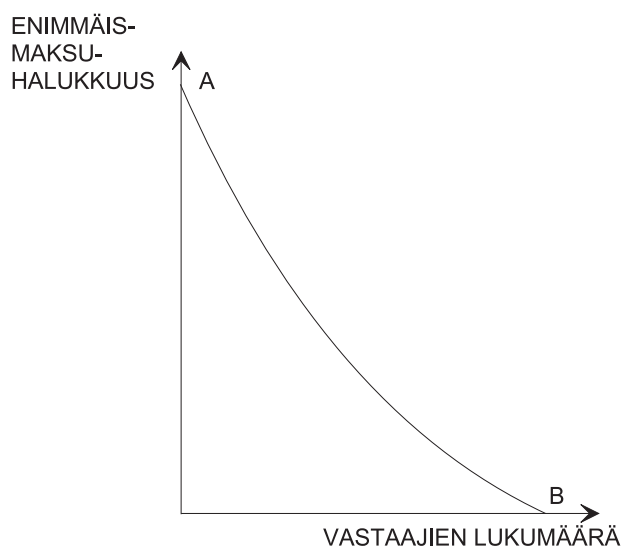
Nettoarvoa mittaa *kuluttajan ylijäämä* eli maksuhalukkuus yli tosiasiallisesti maksettujen menojen. Hyödykkeestä maksettu kokonaismeno on käytetyn määrän ja yksikköhinnan tulo. Jotkut kuluttajat olisivat kuitenkin valmiita maksamaan hyödykkeestä, vaikka hinta olisi korkeampi. Myös kukin kuluttaja saattaisi olla valmis maksamaan enemmän ensimmäisistä kuluttamistaan yksiköistä. Koska kukaan ei joudu maksamaan enempää kuin markkinahinnan, syntyy kuluttajan ylijäämä maksetun menon ja (kysyntäkäyrän osoittaman) enimmäismaksuhalukkuuden erotuksena.

Kuluttajan ylijäämä -käsite soveltuu sekä markkina- että markkinattomiin hyödykkeisiin. Pieninä yksikköinä myytävään vakiotuotteeseen ylijäämää ei juuri liity, mutta esimerkiksi luonnonarvoiltaan ainutlaatuisella suojelu- ja virkistysalueella se voi olla merkittävä. Virkistyskäytön tapauksessa ”hyödykeyksikkö” on käyntikerta ja markkinahintaa vastaa alueelle pääsyn keskimääräinen kustannus. Vaikka sisäänpääsystä ei peritä maksua, alueelle matkustaminen vaatii sekä rahamääräisiä kustannuksia että aikaa. Tähän perustuu virkistyskäytön arvottamisessa paljon käytetty matkakustannusmenetelmä (esittelyjä esim. McConnell 1985, Walsh 1986).

Matkakustannusmenetelmä (TCM) kuuluu epäsuoriin eli paljastettujen preferenssien menetelmiin. Menetelmä hyödyntää havaittuja käyntimääriä ja matkakustannusten vaihtelua virkistyskäytön kysynnän estimoimiseksi. Se siis soveltuu nimenomaan käyttöarvojen mittaamiseen. Menetelmän vahvuutena on, että se tukeutuu havaittuun käyttäytymiseen, ts. toteutunein valinnoin osoitettuun maksuhalukkuuteen. Ongelmakohtia ovat kilometri- ja aikakustannusten määrittäminen sekä kustannusten jakaminen eri kohteille silloin, kun matkalla on useita päämääriä. Soveltaminen vaatii siksi huolellisuutta ja herkkyystarkastelua.

Suorat eli ilmaistujen preferenssien tekniikat taas pyrkivät paljastamaan maksuhalukkuuden suoraan kysely- ja haastattelumenetelmin. Tunnetuin ja eniten käytetty on ns. hypoteettisten markkinoiden eli contingent valuation -menetelmä (CVM; esim. Cummings ym. 1986, Mitchell & Carson 1989). Ympäristön laadun tai palveluiden määrän muutosta arvotettaessa vastaajalle määritellään kyseinen hyödyke ja maksuväline eli tapa, jolla hän osallistuisi sen rahoittamiseen. Vastaajalta kysytään yleensä hänen enimmäismaksuhalukkuuttaan hyödyn saamisesta käyttäen joko avointa, luokiteltua tai ’ota tai jätä’ -kysymystä.

Kuvan 2 esittämä kokonaiskysyntäkäyrä saadaan selvittämällä kunkin vastaajan maksuhalukkuus annetusta hyödykemäärästä – esimerkiksi suojeluohjelma – ja kuvaamalla niiden vastaajien määrä, jotka tarjousta vaihdeltaessa hyväksyvät kulloisenkin summan. Suorien menetelmien etuna on, että niillä voidaan arvottaa muutoksia ennen niiden toteutumista ja myös ei-käyttöarvoja. Pääongelmat liittyvät virkistyskäytön tapauksessa maksuvälineen mahdolliseen vaikutukseen ja ns. protestikäyttäytymiseen.



Kuva 2. Käyrä AB esittää maksuhalukkuuskyselystä johdettua julkishyödykkeen kysyntäkäyrää.

### 3.2.3 Esimerkki virkistyskäytön arvottamistutkimuksesta

Virkistyskäytön arvoa on tutkittu laajasti etenkin Yhdysvalloissa (katsauksia Smith & Kaoru 1990, Walsh ym. 1992, Smith 1993). Suomessa tutkimus on rajoittunut pienimuotoisiin kokeiluihin (Ovaskainen ym. 1992, Sievänen ym. 1992, Kekkonen 1993, Ovaskainen & Pouta 1997). Tähänastisista tutkimuksista laajin on Metsäntutkimuslaitoksen, Joensuun yliopiston ja Metsähallituksen käynnissä oleva yhteishanke 'Virkistyspalveluiden arvottaminen', jota varten kerättiin kesällä 1996 laajahko kävijäaineisto Nuuksion ja Seitsemisen kansallispuistoista sekä Evon ja Teijon retkeilyalueilta.

Hankkeen keskeisin osa on virkistyskäytön taloudellinen arvottaminen. Pohjatyönä selvitetään alueiden käyttäjäkunnan rakenne harrastusten ja taustan mukaan, mielipiteet alueesta ja suhtautuminen mahdollisiin käyttömaksuihin. Lisäksi tutkitaan virkistyskäytön merkitystä aluetaloudelle kävijöiden todellisten menojen perusteella (aluetaloudellisen vaikutusanalyysin ja arvottamisen erosta ks. Peterson ym. 1992). Seuraavassa esitellään kuitenkin vain arvottamistutkimuksen kysymyksenasetteluja, tulosten luonnetta ja niiden käyttöä.

Arvottamisessa käytetään sekä hypoteettisten markkinoiden menetelmää että matkakustannusmenetelmää, jotta voidaan mm. vertailla eri menetelmien tuloksia. Ensiksi mainitun menetelmän yhteydessä testataan hypoteettisen maksun keruutavan vaikutusta vertaamalla neljällä eri maksuvälineellä (käyntikerta-kohtainen maksu, kaikki alueet kattava vuosikortti, lisäverot, käyntikustannusten yleinen nousu) saatavia tuloksia. Lisäksi testataan protestikäyttäytymistä, jota tiettyihin maksuvälineisiin tai rahamääräiseen arvottamiseen yleensä saattaa liittyä. Siksi selvitettiin nollavastausten syyt, jotta aidot nollavastaukset ja protestiäännet voidaan erottaa toisistaan.



### Matkakustannusmenetelmän soveltaminen

Matkakustannusmenetelmää sovelletaan yksilökohtaisiin havaintoihin perustuvassa muodossa, joka on viime aikoina tullut vallitsevaksi. Virkistyskäytön kysyntäfunktion selitettävänä muuttujana  $Y_i$  on vastaajan  $i$  kyseiselle alueelle tekemien käyntien lukumäärä viimeisten 12 kuukauden aikana. Kun estimoitavia kertoimia merkitään  $\beta$ :lla, funktio on muotoa

$$(1) \quad Y_i = \exp(\beta_0 + \beta_p P_i + \beta_s S_i + \beta_1 X_{i1} + \dots + \beta_K X_{iK}).$$

Selittävästä muuttujasta  $P_i$  on käynnin 'hinta' eli edestakainen matkakustannus (suorat kilometrikustannukset + matka-ajan vaihtoehtoiskustannus). Osana käynnin hintaa otetaan huomioon myös mahdolliset kalastus- ja metsästyslupamaksut, jotka ovat näitä harrastaville välttämätön, pääsymaksun kaltainen kustannus.  $S_i$  on matkakustannus vaihtoehtoiselle alueelle ja muut selittävät muuttujat  $X_{ik}$  kuvaavat kävijän sosio-ekonomisia ominaisuuksia.

Alueen keskimääräisen käyttäjän vuoden aikana saama nettohyöty, kuluttajan ylijäämä  $CS$ , on kysyntäfunktion integraali alkuperäisestä hinnasta  $P_b$  siihen hintaan  $P_c$ , jolla käyntimäärä laskee nolnaan. Kuvassa 1 tätä esittää varjostettu kolmio. Voidaan osoittaa, että kuluttajan ylijäämä käyntikertaa kohti, yhden käynnin nettoarvo, saadaan kaavasta  $CS/Y = -1 / \beta_p$ .

Kävijäaineistossa ovat mukana vain alueella vähintään kerran käyneet. Kävijäotoksen tämä ominaisuus, samoin kuin sen valikoituminen käyntitiheyden mukaan, voidaan ottaa huomioon viime aikoina kehitetyin estimointitekniikoin (esim. Creel & Loomis 1990, Grogger & Carson 1991, Englin & Shonkwiler 1995). Näin saadaan ensiksikin harhattomat estimaatit eri tekijöiden vaikutuksille ja käyntikerran arvolle. Lisäksi voidaan jäljittää – käyttäjäotoksella – koko väestön 'latentti' kysyntäkäyrä. Tällöin mallia voidaan simuloida otoskeskiarvojen sijasta selittävien muuttujien väestökeskiarvoin ja laskea odotettu kysyntä ja kuluttajan ylijäämä paitsi nykyiselle käyttäjälle, myös vaikutusalueen asukkaalle. Näin alueen arvo myös potentiaalisille käyttäjille tulee ainakin periaatteessa huomioon otetuksi.

#### 3.2.4 Arvottamistutkimuksen tulokset ja niiden käyttö

Esitellystä tutkimuksesta saatavat perustulokset kuvaavat siis alueen virkistyskäytön arvoa *käyntikertaa kohti* tai *kävijää kohti vuodessa*. Käyntikerran arvon ja alueen arvioidun vuotuisen käyntimäärän – tai kävijäkohtaisen arvon ja kävijämäärän – tulona saadaan virkistyskäytön vuotuinen arvo nykyisille käyttäjille. Simuloimalla matkakustannusmallia väestökeskiarvoin saadaan lisäksi mallienuste vaikutusalueen asukkaan vuotuiselle käyntimäärälle. Tämän ja käyntikerran arvon tulona saadaan alueen virkistyskäyttömahdollisuuden arvo *vaikutusalueen asukasta kohti* vuodessa. Ottamalla edelleen huomioon väestömäärä voidaan laskea alueen käyttömahdollisuuden arvo vaikutusalueen väestölle.

Arvottamistutkimuksen tavoitteena on viime kädessä mahdollistaa myös markkinattomien hyötyjen huomioon ottaminen määritettäessä eri toimintavaihtoehtojen hyvinvointivaikutuksia. Em. tulosten käyttöä voidaan siksi havainnollistaa virkistyskäytössä olevan alueen kustannus-hyötyanalyysin hahmotelmalla (tarkemmin esim. Swanson & Loomis 1996).

Kustannus-hyötyanalyysi tarkastelee yleisesti sitä, ovatko tietyn hankkeen hyödyt suuremmat kuin sen kustannukset. Tässä 'hanke' tarkoittaa tietyn alueen varaamista suojele- ja virkistystarkoituksiin. Koska tarkastellaan julkisessa omistuksessa olevia alueita, näkökulma on yhteiskunnallinen. Tällöin esimerkiksi hankkeen synnyttämät työtulot tai tietyn virkistysalueen käyttäjien kalastusluvista, majoituksesta ym. palveluista maksamat todelliset menot – vaikka ovatkin aluetaloudellisesti tärkeitä – eivät ole taloudellisia hyötyjä. Ne eivät nimittäin merkitse taloudellisen hyvinvoinnin nettolisäystä vaan ovat alueiden tai ryhmien välisiä tulonsiirtoja.

*Kustannuksia* ovat ensiksikin suorat kustannukset eli lähinnä virkistyskäyttöä edistäviin rakenteisiin ja palveluihin käytetty julkinen rahoitus. Nämä menot eivät kuitenkaan jää kokonaisuudessaan yhteiskunnan lopulliseksi kustannukseksi, koska maksullisten palvelujen tuotot kattavat niistä osan. Kustannuksia ovat lisäksi vaihtoehtokustannukset: nykyisen käytön kustannus on parhaan vaihtoehtoisen käytön menetetty nettohyöty. Vaihtoehtokustannusta metsäalueen varaamisesta suojele- ja virkistystarkoituksiin mittaa menetetyn puuntuotannon nettoarvo (bruttoarvo tienvarressa – korjuu- ja metsänhoitokulut).

Suojele- ja virkistysalueesta kuluttajille ja sitä kautta yhteiskunnalle koituvia *hyötyjä* voidaan mitata edellä kuvatuin markkinattomien hyödykkeiden arvottamismenetelmin. Jos tavoitteena on kokonaisanalyysi, arvottamiseen tarvitaan väestötason kyselytutkimusta, joka ottaa huomioon sekä suojele- ja virkistyskäytön että nykyisen ja potentiaalisen virkistyskäytön.

Tässä esitelty tutkimus keskittyy kuitenkin arvottamaan virkistyskäyttöä kävijäaineistolla, joten tulokset mittaavat lähinnä *nykyisen virkistyskäytön* arvoa, eivät alueiden taloudellista kokonaisarvoa. Tuloksia tulkittaessa on siksi otettava huomioon tarkasteltavan alueen luonne; virkistyskäytön suhteellinen merkitys on kansallispuistoissa selvästi erilainen kuin esimerkiksi valtion retkeilyalueilla. Tämä vaikuttaa myös vaihtoehtokustannusten käsittelyyn. Kansallispuistot ovat ensisijaisesti suojele- ja virkistysalueita, ja vaikka virkistyskäyttö onkin laajaa, se edustaa vain pientä osaa alueiden kokonaisarvosta. Jos hyötyinä tällöin tarkastellaan vain virkistyskäytön arvoa, kustannuksiin ei vastaavasti ole tarpeen sisällyttää puuntuotannollista vaihtoehtokustannusta. Mitattavia virkistyskäytön hyötyjä voidaan siis verrata lähinnä virkistyskäyttöä edistävien palvelujen ja rakenteiden aiheuttamiin suoriin kustannuksiin.

*Lähteet*

- Creel, M. D. & Loomis, J. B. 1990: Theoretical and empirical advantages of truncated count data estimators for analysis of deer hunting in California. – *American Journal of Agricultural Economics* 72: 434–441.
- Cummings, R. G., Brookshire, D. S. & Schulze, W. D. 1986: Valuing environmental goods: An assessment of the contingent valuation method. – Rowman & Allanheld Publishers, New Jersey.
- Englin, J. & Shonkwiler, J. S. 1995: Estimating social welfare using count data models: An application to long-run recreation demand under conditions of endogenous stratification and truncation. – *The Review of Economics and Statistics* LXXVII(1): 104–112.
- Grogger, J. T. & Carson, R. T. 1991: Models for truncated counts. – *Journal of Applied Econometrics* 6: 225–238.
- Horne, P. & Ovaskainen, V. 2001: Metsien suojelun hyötyjen taloudellinen tarkastelu. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 134: 115–121.
- Kekkonen, R. 1993: Retkeilyalueen virkistysyötyjen arvottaminen. – *Metsäekonomian pro gradu -tutkielma*, Helsingin yliopisto, metsäekonomian laitos. 88 s.
- McConnell, K. E. 1985: The economics of outdoor recreation. – Teoksessa: Kneese, A. V. & Sweeney, J. L. (toim.), *Handbook of natural resource and energy economics*, vol II, chapter 15. Elsevier Science Publishers. S. 677–722.
- Mitchell, R. C. & Carson, R. T. 1989: Using surveys to value public goods: The contingent valuation method. – *Resources for the Future*, Washington, D.C. 463 s.
- Ovaskainen, V. & Pouta, E. 1997: Estimating recreation demand and benefits with on-site data: Experiments with truncated count data models. – *Esitelmä kokouksessa: International Symposium on Forest Resource Economics*, Umeå, Sweden, Sept. 8–12, 1997. 19 s.
- , Savolainen, H. & Sievänen, T. 1992: The benefits of managing forests for grouse habitats: A contingent valuation experiment. – Teoksessa: Solberg, B. (toim.), *Proceedings of the Biennial meeting of SSFE*, Gausdal, Norway, April 1991. *Scandinavian Forest Economics* 33: 263–274.
- Peterson, G. L., Swanson, C. S., McCollum, D. W. & Thomas, M. H. (toim.) 1992: *Valuing wildlife resources in Alaska*. – Westview Press, Boulder, Colorado.

- Sievänen, T., Pouta, E. & Ovaskainen, V. 1992: Problems of measuring recreation value given everyman's rights. – Teoksessa: Solberg, B. (toim.), Proceedings of the Biennial meeting of SSFE, Gausdal, Norway, April 1991. *Scandinavian Forest Economics* 33: 231–243.
- Smith, V. K. 1993: Nonmarket valuation of environmental resources: An interpretive appraisal. – *Land Economics* 69(1): 1–26.
- & Kaoru, Y. 1990: Signals or noise? Explaining the variation in recreation benefit estimates. – *American Journal of Agricultural Economics* 72: 419–433.
- Swanson, C. S. & Loomis, J. B. 1996: Role of nonmarket economic values in benefit–cost analysis of public forest management. – U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNW-GTR-361.
- Walsh, R. G. 1986: Recreation economic decisions: Comparing benefits and costs. – Venture Publishing Inc., State College.
- , Johnson, D. M. & McKean, J. R. 1992: Benefit transfer of outdoor recreation studies, 1968–1988. – *Water Resources Research* 28(3): 707–713.

### *Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta*

- Kangas, K., Ovaskainen, V. & Pajuoja, H. 1998: Virkistyspalveluiden merkitys aluetaloudelle: Teijon retkeilyalueen tulo- ja työllisyysvaikutukset. – *Metsätieteen aikakauskirja* 4/1998: 505–512.
- Ovaskainen, V., Horne, P. & Sievänen, T. 1999: Evon ja Teijon retkeilyalueiden kävijät ja kävijätyytyväisyys kesäkaudella 1996. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 726. 78 s.
- , Horne, P. & Sievänen, T. 1999: Nuuksion ja Seitsemisen kansallispuistojen virkistyskäyttö kesäkaudella 1996: kävijät ja kävijätyytyväisyys. – *Metsähallituksen luonnonsojelujulkaisuja*. Sarja A 107. 77 s.
- , Horne, P. & Mikkola, J. 2001: Retkeilyalueiden ja kansallispuistojen virkistyskäytön arvo. Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), *Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen*. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 800: 215–229.
- , Mikkola, J. & Pouta, E. 2001: Estimating recreation demand with on-site data: An application of truncated and endogenously stratified count data models. – *Journal of Forest Economics* 7(2): 125–144.

### 3.3 Virkistysarvot luonnonsuojelualueiden hoidossa

**Eeva Karjalainen**  
**Metsäntutkimuslaitos**

*Ajattelin ajatuksia, jotka sopivat minulle,  
 kävelin metsässä, ja puista satoi pisaroita päälleni,  
 tulin milloin mihinkin  
 ja tiesin, että aina olin oikeassa paikassa.*  
 – Pentti Saarikoski

#### 3.3.1 Mitä luonnon virkistysarvot ovat?

Seuraavassa tarkoitan luonnon virkistysarvoilla luonnonympäristössä olevia virkistystä tuottavia tekijöitä; sekä luonnon kokonaisuutta että sen erilaisia elementtejä. Virkistysarvot ovat olemassa luonnossa kokijasta riippumatta. Ne saavat merkityksensä kuitenkin vasta, kun ihminen antaa niille merkityksen. Ne ovat siten osittain luonnossa ja osittain ihmisen mielessä. Virkistysarvot ovat yhteisöllisiä tietyn kulttuuripiirin sisällä, mutta niiden kokeminen on yksilöllistä. Jokainen luonnossa kulkija poimii laajasta virkistysarvojen valikoimasta itselleen sopivia ja saa niistä virkistystä.

Virkistyksellä tai virkistäytymisellä tarkoitetaan yleensä psyykkistä prosessia, jossa ihminen uusiutuu, jälleenrakentuu (recreation). Virkistys tarkoittaa elinvoiman palautumista, elpymistä, mielen ja kehon uusiutumista. Virkistys on vapaaehtoista. Virkistuksen vastakohtana on monesti pidetty työtä. Perinteisen käsityksen mukaan virkistäytyminen on ollut elpymistä ja voimien keräämistä nimenomaan työtä varten (mm. Arnold 1985, Farina 1985).

Virkistys on yleensä aktiivista. Luonnossa virkistäytymisellä tarkoitetaan joskus luonnossa tehtäviä ulkoiluharrastuksia (mm. Knudson 1984). Toisaalta virkistys on myös toimintaan osallistumisen tulos eli ”emotionaalinen tila ihmisessä, joka tulee hyvänolon ja tyytyväisyyden tunteesta” (Gray 1972, sit. Iso-Ahola 1980). Käsitteellä on siis hyvin myönteinen sisältö. Virkistys on tapa yrittää tavoitella onnellisuutta ja hyvää elämää (Knudson 1984). Siihen kuuluu rentoutuminen, itsensä toteuttaminen, hauskuus, mielenrauha ja elämykset.

Virkistys ei ole sidottua tiettyyn paikkaan, mutta luonnossa virkistäytymisestä puhuttaessa ympäristöllä on suuri vaikutus. Mm. Kaplan ja Kaplan (1989) ovat todenneet, että luonnon tarjoamat virikkeet ovat erilaisia kuin arjen pakkosyötetyt ärsykkeet, sillä luonnon virikkeet ovat pehmeitä ja kiehtovia ja ne voi valita itse. Ihmisen ei tarvitse käyttää energiaa pitääkseen poissa häiritseviä stimulantteja, jolloin hän voi levätä ja latautua. Kuitenkin myös toiminta sinänsä, liikunta, voi saada aikaan virkistystä. Luonnossa selviytyminen voi kasvattaa itsetuntoa, itsensä hyväksymistä, ja siellä voi oppia uusia asioita.

Luonnonympäristön virkistystä tuottavia asioita ovat mm. kaikki näköaistilla havaittavat tekijät (joita usein nimitetään maisemaksi), äänet ja hiljaisuus, tuoksu, maut sekä tuntoaistilla havaittavat asiat. Näihin liittyy myös säätila, vuorokauden- ja vuodenaika jne. Tärkeitä ovat sekä yksittäiset luonnonelementit että ympäristön kokonaisuus. Ihmisen henkilöhistoria, persoonallisuus, sen hetkinen mieliala sekä toiminta luonnossa vaikuttavat siihen, mitkä seikat saavat aikaan myönteisiä elämyksiä ja mitkä koetaan neutraalisti tai kielteisesti. Kyseessä on siis prosessi, jossa ihminen havaitsee kaikilla aisteillaan ympäristöään ja tulkitsee havaintonsa. Tämän pohjalta muotoutuu elämyksiä ja virkistystä. Monet asiat voivat myös vähentää virkistäytymisen tunnetta, esim. liikaa tai liian vähän ihmisiä, pelko eksymisestä, melu tai hiljaisuus, kuumuus tai kylmyys tai muutoin epätyytyttävä ympäristö.

Virkistykseen muodostuminen on hyvin yksilöllistä, mutta tutkimuksen keinoin voidaan saada selville yleisiä periaatteita siitä, millainen ympäristö edistää virkistyselämyksiä.

Olen sijoittanut luonnon virkistysarvot kehikkoon, joka kuvaa laajemmin luontoon liittyviä arvoja (taulukko 1). Kaikki jaottelut ovat aina tietyssä määrin keinoitekoisia ja päällekkäisiä. Ne auttavat kuitenkin selkiyttämään ja jäsentämään metsiin liittyvää hyvin rikasta ja monimuotoista merkityssisältöä.

*Taulukko 1. Jaottelu erilaisista luontoon liittyvistä arvoista.*

Tiedolliset	Psyykkiset	Toiminnalliset
<i>Ajatus</i>	<i>Tunne, kokemus</i>	<i>Toiminta</i>
taloudelliset	terapeuttiset	vapaa-ajan
biologiset	elämykselliset	toimintaympäristö
suoja-vaikutukset /	esteettiset	sosiaaliset suhteet
fyysinen ympäristö	henkiset/	
historialliset ja	uskonnolliset	
kulttuuriset		
symboliset		
tieteelliset		

Virkistysarvot on luontevinta sijoittaa psyykkisten arvojen kategoriaan, jossa ovat tunteisiin liittyvät merkitykset, esimerkiksi elämykselliset, esteettiset ja terapeuttiset. Eri arvot eivät ole kuitenkaan erillisiä, vaan vaikuttavat toisiinsa. Ihminen on kokonaisuus, jossa ajatus, tunne ja toiminta ovat vuorovaikutuksessa. Ihmisen tieto sekä toiminta luonnossa vaikuttaa siihen, millaisen luonnonympäristön hän kokee virkistävänä. Esimerkiksi tieto luonnontilaisuudesta tai monimuotoisuudesta saattaa syventää elämyksiä taikka runsas marja- tai sienisato saattaa voimistaa virkistäytymisen tunnetta.

### 3.3.2 *Tarvitsevatko virkistyskäyttäjät luonnonsuojelualueita?*

Luonnonsuojelulainsäädäntöä valmistelemissa mietinnöissä on todettu, että suojelualueverkon tulee ennen kaikkea säilyttää alkuperäistä luontoa sekä tähän sisältyen suojella mm. luonnonkauneutta ja erämaisuuutta. Suojelun sallimissa rajoissa alueiden tulee palvella virkistystä. Erityisesti kansallispuistot palvelevat virkistystä tarjoamalla mahdollisuuden luonnossa liikkumiseen, retkeilyyn, nähtävyyksien katseluun, luonnon tarkkailuun ja luontoelämyksiin. Joitakin suojelualueita on perustettu nimenomaan maisemansuojelualueiksi. Niiden hoidon päämääränä on kauniiden maisemien ylläpitäminen. Näitä alueita on hoidettu nähtävyyksien ja virkistyskohteina, päämääränä maisemallinen komeus, puuston järjestyminen ja kasvillisuuden pienipiirteisyys (Metsähallitus 1993). Toisinaan luonnonsuojelualueiksi luetaan myös virkistystä ja retkeilyä varten perustettuja alueita, kuten valtion retkeilyalueet (mm. Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunta 1996).

Luonnonsuojelulaissa määritellään, että perustettavalla kansallispuistolla on oltava merkitystä yleisenä luonnontuntemuksen lisäämisen tai yleisen luonnonharrastuksen kannalta. Luonnonsuojelun perustamisen yleisenä edellytyksenä on mm. että alue on erityisen luonnonkaunis (Luonnonsuojelulaki 1996, 10–11 §). Lisäksi voidaan perustaa maisema-alue, jonka tehtävänä on luonnon- tai kulttuurimaiseman kauneuden, historiallisten ominaispiirteiden tai siihen liittyvien muiden erityisten arvojen säilyttäminen ja hoitaminen (Luonnonsuojelulaki 1996, 32 §).

Useimpien luonnonsuojelualueiden tehtävänä on siis luonnonsuojelun ohella tarjota ihmiselle virkistystä. Kuitenkin nykyisessä luonnon itseisarvoisuutta korostavassa keskustelussa ihminen saattaa jäädä varjoon. Monimuotoisuus ja luonnonsuojelu ovat yleisesti hyväksytyjä arvoja, joita ei enää juurikaan tarvitse perustella. Sen sijaan ihmisen psyykkiset tarpeet ja hyvinvointi usein unohtuvat. Kuitenkin myös suojeluaktiiveille saattavat biodiversiteetin lisäksi metsän muut arvot olla tärkeitä. Vuonna 1993 silloinen Luonto-Liiton metsäryhmän puheenjohtaja kirjoitti: ”Metsien ja paikkojen välillä on selviä eroja. Tietyissä metsissä kokee syvällistä yhteenkuuluvuutta metsän ja kaiken henkisen kanssa. Samoilla paikoilla on ollut tällainen kokemusperinne ja me tunnemme sen, vaikka emme osaa sitä selittääkään” (Ikonen 1993).

Luonto on useimmille suomalaisille edelleen hyvin terapeutin paikka, ja monet suosituimmat harrastukset liittyvät metsään. Mutta kelpaako tähän mikä metsä tahansa? Viitteitä suojelualueiden merkityksestä virkistyksessä antaa mm. se, että niitä käytetään hyvin runsaasti virkistykseen ja retkeilyyn. Suojelualueet saattavat tarjota ympäristön, joka parhaiten tuottaa elämyksiä. Joissakin tutkimuksissa on havaittu, että yleensä eniten pidetään sellaisista alueista, joissa ei ole näkyvissä ihmisen toiminnan vaikutuksia (mm. Savolainen & Kellomäki 1981, Karjalainen 1995). Suojelualueilla voi saada vaikutelman koskemattomasta luonnosta sekä kokea hiljaisuutta ja rauhaa. Ihmiset tarvitsevat toisinaan oman arkielämänsä virkistysympäristönsä ohella ainutlaatuisia ja omaleimaisia ympäristöjä, jo-

tain poikkeuksellista, kokeakseen elämyksiä. Tähän suojelualueet voivat antaa hyvän mahdollisuuden.

### *3.3.3 Miten tutkimus voi auttaa virkistysarvojen edistämisessä?*

Virkistyskäyttöä voidaan edistää paljonkin erilaisten rakenteiden, opasteiden ja palveluiden avulla. Monesti niiden ensisijaisena tarkoituksena on ohjata kulkua kestäville ja vähiten herkille alueille. Kuitenkin rakenteiden sijoittelussa on tärkeää miettiä myös sitä, että ne ohjaisivat ihmisiä virkistystä tuottaville alueille. Samoin virkistys tulisi ottaa huomioon siinä, miten alueet rajataan ja millaista informaatiota ihmisille tarjotaan. Toisaalta palvelut ja rakenteet saattavat myös haitata 'erähenkisten' virkistäytyjien kokemusten muodostumista. Joillakin luonnonsuojelualueilla rajoitettu metsätalous on sallittua, esim. luonnonhoitometsissä. Monissa kansallispuistoissa sekä mm. maisemansuojelualueilla harjoitetaan luonnonhoitoa. Tällöin hoidossa on tärkeää ottaa huomioon ulkoilijoiden arvostukset.

Eri ihmisten tarpeet ovat erilaisia, mutta tutkimuksen avulla voidaan saada selville yleisiä periaatteita siitä, miten virkistyskokemusta voidaan edistää. Suomessa on tehty joitakin tutkimuksia, joissa selvitetään ihmisten arvostuksia luonnonympäristön suhteen (esim. Kellomäki 1975, Savolainen & Kellomäki 1981, Pukkala ym. 1988, Hallikainen 1995). Lisäksi on selvitetty preferenssejä erilaisten metsänhoitomenetelmien suhteen (Karjalainen 1995, Karjalainen 1996). Sen sijaan virkistyskokemusta sinänsä ei ole tutkittu juuri lainkaan eikä myöskään erilaisten ympäristöjen ja vaihtelevuuden merkitystä. Tämä johtuu osaltaan siitä, että tähän on vaikea löytää tutkimus- ja analyysimenetelmiä.

Koska Suomessa on siis olemassa vasta vähän tutkimusta virkistävästä ympäristöstä, on tässä vaiheessa tyydyttävä lähinnä arkitietoon, teoreettisiin väittämiin sekä muualla tehtyihin tutkimuksiin. Tämä on toisinaan aivan riittävää, mutta monista asioista tarvittaisiin kuitenkin tutkimustietoa hoidon tueksi. Vuonna 1993 Metsähallitus on todennut, että suojelualueiden hoidosta annetut ohjeet ovat edelleen puutteellisia ja hajanaisia (Metsähallitus 1993).

Tarvitaan syvällisempää tietoa mm. seuraavista asioista: Millainen ympäristö virkistää ihmistä? Täyttävätkö talousmetsäalueet ja virkistysalueet ulkoilijoiden virkistystarpeet? Ovatko hoitamattomat luonnontilaiset metsät arvostettuja virkistysympäristöjä vai koetaanko hoidetut metsät miellyttävimmiksi? Kun metsänhoitoa harjoitetaan joillakin suojelualueilla, miten se tulisi toteuttaa? Maisemansuojelualueiden tehtävänä on säilyttää luonnonkauneutta. Mitä alueen kauneus on ja miten se hoidolla säilytetään? Miten tieto luonnontilaisuudesta tai luonnon monimuotoisuudesta vaikuttaa virkistyskokemukseen?

Tällä hetkellä näistä kysymyksistä ei ole tarjolla riittävästi tietoa, mutta joihinkin niistä on tulossa vastauksia mm. Metsäntutkimuslaitoksessa käynnissä olevista tutkimuksista.



*Lähteet*

- Arnold, S. 1985: The Dilemma of meaning. – Teoksessa: Goodale, T. L. & Witt, P. A. (toim.), *Recreation and leisure: Issues in an era of change*. Venture Publishing, Pennsylvania. S. 5–22.
- Farina, J. 1985: Perceptions of time. – Teoksessa: Goodale, T. L. & Witt, P. A. (toim.), *Recreation and Leisure: Issues in an era of change*. Venture Publishing, Pennsylvania. S. 23–34.
- Hallikainen, V. 1995: Recreational use of Finnish wildernesses and the scenic factors affecting wilderness experience. – Teoksessa: Sippola, A.-L., Alaraudanjoki, P., Forbes, B. & Hallikainen, V. (toim.), *Northern wilderness areas: Ecology, sustainability, values*. Arctic Centre Publications 7: 210–237.
- Ikonen, M. 1993: Metsän henkiset arvot metsänsuojelijan kannalta. – Julkaisematon esitelmä. Metsän henki -seminaari. 12.5.1993. 5 s.
- Iso-Ahola, S. E. 1980: *The social psychology of leisure and recreation*. – Wm.C. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa. 436 s.
- Kaplan, R. & Kaplan. S. 1989: *The experience of nature. A psychological perspective*. – Cambridge University Press, Cambridge. 340 s.
- Karjalainen, E. 1995: Avohakkuumaiseman visuaalinen laatu. – *Folia Forestalia* 3: 211–232.
- 1996: Aesthetics of forest logging in the broad landscape in Finland. – Julkaisematon esitelmä. The Second International Conference on Environmental Aesthetics. Lusto, Punkaharju, Finland, 10–13 June 1996. 8 s.
- Kellomäki, S. 1975: Ulkoilijoiden metsikköarvostukset. – *Acta Forestalia Fennica* 146. 36 s.
- Knudson, D. M. 1984: *Outdoor recreation*. – Macmillan Publishing Company, New York. 568 s.
- Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096.
- Metsähallitus 1993: Valtion omistamien luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 1. 55 s.
- Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunta 1996: Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan mietintö. – Komiteanmietintö 1996:9, Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 91 s.

Pukkala, T., Kellomäki, S. & Mustonen, E. 1988: Prediction of the amenity of a tree stand. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 533–544.

Savolainen, R. & Kellomäki, S. 1981: Metsän maisemallinen arvostus. – *Acta Forestalia Fennica* 170. 75 s.

### *Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta*

Karjalainen, E. 1999: Luontomatkailuyrittäjyyden mahdollisuudet ja kehittäminen Suomessa. – *Metsätieteen aikakauskirja, Folia Forestalia* 1/1999: 116–120.

— 2000: Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 776: 123–136.

— 2000: Ways of perceiving a recreation forest. – Teoksessa: Brandt, J., Tress, B. & Tress, G. (toim.), *Multifunctional landscapes: Interdisciplinary approaches to landscape research and management*. Conference material for the conference on "multifunctional landscapes". Center for Landscape Research, Roskilde, October 18–21, 2000. Published in September 2000. S. 191.

— 2001: Maiseman havaitseminen, arviointi ja kokeminen. – Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), *Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelman loppuraportti*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 161–169.

— & Komulainen, M. 1999: The visual effect of felling on small- and medium-scale landscapes in north-eastern Finland. – *Journal of Environmental Management* 55: 167–181.

## 3.4 Metsien suojelun hyötyjen taloudellinen tarkastelu

Paula Horne ja Ville Ovaskainen  
Metsäntutkimuslaitos

### 3.4.1 Johdanto

Suojelupäätösten perusteena on yleensä yhteiskunnan tieteellisiin, eettisiin tai poliittisiin syihin pohjautuva halu säilyttää koskematonta luontoa jälkipolville tai suojella tiettyjä eliölajeja ja luontotyypppejä. Tavoitteiden saavuttamisen turvaavat suojelukohteet ja -tasot määritellään biologisen ja ekologisen tietämyksen perusteella. Ainoaksi taloudelliseksi kysymykseksi on usein ymmärretty ”paljonko se maksaa” eli kuinka suurta taloudellisten arvojen menetystä suojelupäätös merkitsee. Ajattelutapa sivuuttaa sen mahdollisuuden, että suojelu voisi olla aidosti hyötyä tuottavaa. Millaisia sitten ovat metsien luonnonarvojen säilyttämisen hyödyt ja liittykö niihin mitattavissa olevaa taloudellista arvoa? Seuraava esitys perustuu Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnalle (MESTRA) tehtyyn osaraporttiin (Ovaskainen ym. 1996), joka käsitteli metsien suojelun hyötyjä ja niiden arvottamista.

Usein taloudellisiksi arvoiksi mielletään virheellisesti vain kaupalliset arvot. Taloudellista arvoa on kuitenkin myös ympäristöresurssien markkinattomilla palveluilla, jopa koskemattoman luonnon pelkällä olemassaololla, jos ihmiset ovat halukkaita maksamaan niistä. Arvon olemassaolo ja suuruus riippuu maksuhalukkuudesta, ei tosiasiallisista maksutapahtumista. Kun suojelupäätöksiä tehdään rajallisten resurssien ja kilpailevien maankäyttömuotojen paineessa, ympäristötaloudellinen tutkimus voi tukea luonnonsuojelualuiden hallintoa ja käyttöä tarkastelemalla alueiden tuottamia hyvinvointivaikutuksia ja tarjoamalla käsitteellisen kehikon vaikutusten jäsentämiselle.

Päätöksiin vaikuttavat monet sellaiset (eettiset, kulttuuriset, poliittiset ym.) näkökohdat, jotka eivät ole edes periaatteessa otettavissa huomioon rahamääräisissä laskelmissa. Taloudellisella analyysillä voi silti olla tärkeä rooli suojelukysymyksissä. Taloudellisen ajattelutavan ehkä keskeisin anti on, että se pyrkii esittämään eksplisiittisesti päätöksiin liittyvät hyötyjen ja haittojen väliset vaihtosuhteet: mitä saadaan ja millaisin uhrauksin. Todennäköisesti rahamittojen käyttöä suurempi vaara luonnonarvoille on rahamittojen käyttämättä jättäminen, mikä merkitsee jatkuvaa päätöksenteon epäsymmetriaa. On silti muistettava, että kaikki ihmiset eivät halua osallistua edes kuvitteelliseen kaupankäyntiin luontoarvoilla. Samoin on selvää, että luonnonympäristön *taloudellinen kokonaisarvo* ei ole sama asia kuin ”luonnon kokonaisarvo”.

### 3.4.2 Metsän taloudellinen kokonaisarvo

Metsä tuottaa erilaisia, sekä kaupallisia että ei-kaupallisia arvoja, jotka kaikki on otettava huomioon sen taloudellista kokonaisarvoa määritettäessä. Taulukossa 1 esitetään eräs luokitus metsän tms. ekosysteemin tuottamista taloudellisista hyödyistä.

Taulukko 1. Metsäekosysteemin taloudelliset arvot

---

<b>Käyttöarvot</b>	
Suora käyttö	kuluttava: aineelliset tuotteet (puu ym. raaka-aineet, marjastus, metsästys)  kuluttamaton: aineettomat arvot (ulkoilu yms. virkistyskäyttö, maisema, tutkimus)
Epäsuora käyttö	toiminnalliset hyödyt (monimuotoisuus, valunta, pienilmasto, hiilensidonta)  epäsuorat esteettiset hyödyt (valokuvat, filmit)
Optioarvot	resurssin tulevan (suoran ja epäsuoran) käyttömahdollisuuden arvo
<b>Ei-käyttöarvot</b>	
Olemassaoloarvot	resurssin jatkuvan olemassaolon arvo (alkuperäisluonto, elinympäristöt, eliölajit, geenit)
Perintöarvot	tulevien sukupolvien käyttö- ja ei-käyttöarvojen turvaamisen arvo

---

Suoraa käyttöarvoa on puulla ja muilla metsän tuotteilla. Suoraa käyttöä on myös virkistyskäyttö, joka voi olla kuluttavaa tai kuluttamatonta. Samoin tutkimustoiminta on suoraa käyttöä. Myös ekosysteemien epäsuoran käytön arvo tulee ottaa huomioon. Varsinkin luonnon monimuotoisuudella on keskeinen asema ekologisten toimintojen ylläpitäjänä. Epäsuoriin käyttöarvoihin sisältyvät monimuotoisuuden lisäksi ravintokiertoon liittyvät, vesien- ja ilmansuojelulliset tai globaaleihin ilmastovaikutuksiin liittyvät hyödyt.

Käyttöarvoissa on otettava huomioon kysyntään ja tarjontaan liittyvä epävarmuus. Ihmiset voivat olla ympäristöresurssin potentiaalisia käyttäjiä ja valmiita maksamaan "riskipreemion" varmistukseksi tulevaisuuden käyttömahdollisuuden. Tällöin puhutaan *optio- ja vakuutusarvoista*. Jos monimuotoisuuden väheneminen tekee ihmiset epävarmoiksi biologisten resurssien tulevasta saatavuudesta, he saattavat olla valmiita luopumaan osasta tämänhetkistä kulutustaan resurssien ylläpitämiseksi.

*Ei-käyttöarvot* liittyvät esimerkiksi alueisiin, joilla juuri kukaan ei käy, mutta joilla voi olla arvoa ihmisille pelkän olemassaolonsa vuoksi. *Olemassaoloarvo* perustuu pelkkään tietoon jonkin resurssin olemassaolosta. Siihen saattaa liittyä myötätunto tai moraaliset vaikuttimet muita lajeja kohtaan. *Perintöarvo* on ihmisten maksuhalukkuus siitä, että heidän omille jälkeläisilleen tai yleensä tuleville sukupolville taataan mahdollisuus käyttää luonnonresurssia. Se on tavallaan käyttö- ja ei-käyttöarvojen välimuoto.

### 3.4.3 Metsien suojelun hyödyt

Edellä luokiteltiin metsien tuottamia hyötyjä. Mutta mitä ovat tarkkaan ottaen metsien *suojelun* hyödyt? Tässä esityksessä keskitytään vanhojen metsien tai muiden avainbiotooppien suojelun "ensisijaisiin" tai välittömiin hyötyihin: esimerkiksi koskemattoman luonnon säilyminen jälkipolville, uhanalaisten eliölajien säilyminen tai yleisesti metsäluonnon monimuotoisuuden ylläpito. Nämä hyödyt ovat ensisijaisia kahdessa mielessä: ne ovat metsiensuojelun perussyitä ja syntyvät ilman markkinoiden välitystä. Samanluonteisia ovat virkistysarvot, joita suojelualueet tuottavat "sivutuotteena". Lisäksi metsillä on välillisiä (toissijaisia) hyötyvaikutuksia, jotka johtuvat suojelupäätösten vaikutuksista eri hyödykkeiden markkinoihin, esimerkiksi metsäteollisuuden vientimenestykseen tai matkailuelinkeinon edellytyksiin. Nämä on kuitenkin rajattu tämän esityksen ulkopuolelle.

Tiivistetysti sanoen alueen "*suojeluarvo*" koostuu koskemattoman luonnon, eliölajien ja biologisen monimuotoisuuden *olemassaolo-, perintö- ja optioarvoista* (esim. van Kooten 1995). Taloudelliselta luonteeltaan suojeluhyödyt ovat metsäluonnon markkinattomia hyötyjä, joiden säilymistä markkinaratkaisu ei turvaa. Suurelta osin niihin ei liity edes alueen havaittavaa käyttöä, vaan kysymys on ns. ei-käyttöarvoista.

Suojelutavoitteita voidaan toteuttaa erityisiä suojelualueita perustamalla tai metsätaloutta ohjaamalla. Talousmetsätkin ylläpitävät monia markkinattomia hyötyjä. Erityisten suojelualueiden tarvetta perustelevat metsän suojeluarvojen tietyt ominaispiirteet: monikäyttö, ympäristölliset ulkoisvaikutukset ja julkishyödykkeellisyys. Nämä suojeluarvojen piirteet vaikuttavat siihen, että suojeluarvojen ei voi olettaa säilyvän yhteiskunnallisesti toivotulla tasolla yksityisten metsänomistajien päätöksenteon kautta, vaan tarvitaan julkisen vallan omistusta ja ohjausta.

Metsien käyttö on Suomessa lähes aina ns. monikäyttöä. Näin metsään liittyy selvä yhteistuotannon piirre, joten metsän taloudellinen kokonaisarvo riippuu valitusta tuoteyhdistelmästä eli monikäyttöratkaisusta. Eri käyttömuotojen välinen suhde voi olla toisiaan täydentävä, neutraali tai kilpaileva. Sekä luonnontilan säilyttämiseen pyrkivät että sitä muuttavat hankkeet vaikuttavat eri tuotteiden ja hyötyjen suhteellisiin ja absoluuttisiin määriin. Suojelutasolla määritellään alueella sallitut käyttömuodot suojelutavoitteiden ja käyttömuotojen suhteiden mukaisesti. Suojeluhanke merkitsee kaupallisten arvojen menetyksiä (suojeluas-

teesta riippuen osittain tai kokonaan) mutta luonnonarvojen säilymistä. Tällöin myös resurssista saatava kokonaishyöty muuttuu. Taloustieteellisessä mielessä *saatava nettohyöty* on juuri siitä seuraava resurssin *kokonaisarvon muutos*.

Lisäksi metsien käyttöön liittyy yleisesti ulkoisvaikutuksia ts. tilanteita, jossa metsänomistajan toiminta vaikuttaa muiden kansalaisten hyötyyn ilman hintamekanismin välitystä. Metsän omistaja tai haltija ei ota metsien hoito- ja käyttöpäätöksissä huomioon kaikkia arvoja ja hyötyjä, vaan vain ne, jotka hän itse mieltää arvokkaiksi. Siten esimerkiksi kansallismaisen perintöarvo ja uhanalaisen lajin olemassaoloarvo, jotka ovat merkittäviä yhteiskunnallisia arvoja, tulisivat yksityisessä päätöksenteossa huomioiduksi vain omistajan ja mahdollisesti hänen perheensä näkökulmasta.

Suojelun perusteena olevat hyödyt, kuten luonnon monimuotoisuus, ovat lisäksi julkishyödykkeitä. Julkishyödykkeeksi sanotaan hyötyä, joka kerran olemassaolevana tai tuotettuna on kaikkien halukkaiden nauttavissa ilman lisämaksua. Julkishyödykkeellisyys voi johtua hyödyn luonteesta (esim. monimuotoisuuden olemassaoloarvo) tai sitä koskevasta laeista tms. instituutioista (esim. jokamiehen oikeus). Koska maanomistaja ei voi estää ketään nauttimasta suojelun hyödyistä eikä kerätä niistä maksuja, yksityisellä maanomistajalla ei ole taloudellista mielenkiintoa niiden ylläpitämiseen. Näin ollen suojeluarvoille ei voi luoda markkinoita, ja niiden turvaaminen edellyttää julkisen vallan toimenpiteitä.

Julkisia suojelualueita siis tarvitaan, koska ne toteuttavat tavoitteen metsän markkinattomien hyötyjen *tarjontaan liittyvän epävarmuuden poistamisesta tai vähentämisestä* yksityismetsiä paremmin. On syytä huomata, että esimerkiksi vanhojen metsien suojelupäätös ei suoranaisesti ja välittömästi lisää alueiden luonnonarvoja, vaan turvaa niiden säilymisen. Monimuotoisuutta tai muita luonnonarvoja *lisäävästä* vaikutuksesta voidaan puhua, kun asiaa katsotaan tulevaisuuden näkökulmasta: jos suojellaan nuoria metsiä, etenkin vanhojen metsien lajit pääsevät suojelun vaikutuksesta ajan mittaan runsastumaan.

#### **3.4.4 Suojelun hyödyt arvottamistutkimuksessa**

Tietyn suojeluohjelman vaikutukset riippuvat mm. olemassaolevasta suojelualasta ja lisäsuojelun laajuudesta. Erityisen tärkeä on suojelun toteutustapa: esimerkiksi vanhojen metsien suojeluohjelman vaikutukset alueilta saataviin eri hyötyihin riippuvat olennaisesti siitä, miten uusi suojeluala jakautuu käyttöperiaatteiltaan eroavien suojelualuetyyppien kesken. Suojeltaviin alueisiin voi lisäksi liittyä myös (markkinattomia) käyttöarvoja, erityisesti virkistyskäyttöä.

Kokonaishyötyä on hyvin vaikea arvioida hyötykomponentteja yhteenlaskeamalla. Ns. adding up -ongelma näkyy Veistenin ym. (1993) tutkimuksesta: valkoselkätikalle ilmoitettu arvo oli yli kolmasosa kaikkien uhanalaisten lajien arvosta, ilmeisesti vain siksi, että maksuhalukkuutta kysyttiin ensiksi tästä lajista yksinään. Taloudellisen arvottamisen näkökulmasta kovin yksityiskohtainen suojelun ekologisten hyötyjen erittely ei lopulta ole olennaista. Suojelu-, erämaa-

tai virkistysalueita koskevilla tutkimuksilla vastaajille kerrotaan esimerkiksi alueen lajistosta, mutta yleensä arvotettava hyödyke kuitenkin on *koko alueen säilyminen* luonnontilaisena. Yksittäisen lajin suojelussakin keinona on yleensä lajin elinympäristön eli tietyn alueen suojeleminen.

Suomessa metsäluonnon ja sen suojelun taloudellisesta arvosta ei ollut valmistunut kuin yksi tutkimus (Kasanen & Svento 1989) tämän artikkelin kirjoittamisen aikoihin, vaikkakin muita arvottamistutkimuksia oli jo käynnissä. Seuraava katsaus pohjautuu siten ulkomailla tehtyihin arvottamistutkimuksiin.

Muissa Pohjoismaissa, Pohjois-Amerikassa ja Australiassa suojelualueiden tai laajempien suojeluohjelmien arvoa on tutkittu laajasti. Seuraavassa esiteltävissä tutkimuksissa on käytetty hypoteettisten markkinoiden eli contingent valuation -menetelmää (esim. Ovaskainen & Horne 2001). Eri tutkimuksissa saatuja maksuhalukkuuksia on vaikea vertailla, koska arvotettava hyödyke, suojeluohjelman laajuus, suojelutapa sekä tutkimusasetelma ja -menetelmä ovat usein erilaisia. Joitain yhteisiä piirteitä markkinattomien hyötyjen arvostuksista voidaan kuitenkin löytää.

### **3.4.5 Johtopäätöksiä arvottamistutkimuksista**

Useat tutkimukset osoittavat, että ei-käyttöarvot ovat merkittävä osa metsäluonnon suojeluun liittyvästä maksuhalukkuudesta (Kriström 1990, Mattson & Li 1993, Hoen & Winther 1993). Vastaajat kokivat erityisen tärkeäksi vastuun metsäluonnon ja sen monimuotoisuuden säilyttämisestä tuleville sukupolville. Näin ollen tulokset soveltuvat myös alueille, joilla ei ole merkittävää virkistyskäyttöä. Suojeltavien alueiden käyttäjien maksuhalukkuuden tosin todettiin olevan jonkin verran suurempi kuin ei-käyttäjien (Pope & Jones 1990, Barrick & Beazley 1990, Kriström 1990). Syynä saattaa olla käyttäjien keskimääräistä suurempi mielenkiinto ja arvotettavan hyödykkeen parempi tuntemus.

Suojelun välittömällä vaikutusalueella, joilla menetetään vaihtoehtoisista maankäyttömuodoista saatavia tuloja ja mahdollisesti työpaikkoja, suojeluhaluus on vähäisempi (Lockwood ym. 1993, Rogers & Sindén 1994). Tutkimuksessa, joka koski jo olemassaolevan suojelualueen säilyttämistä, asuinpaikalla ei kuitenkaan todettu olevan vaikutusta alueen ei-käyttäjien maksuhalukkuuteen (Barrick & Beazley 1990).

Luonnonsuojelun on joskus epäilty olevan ylellisyyttä, josta ollaan valmiita maksamaan vasta hyvin korkealla tulotasolla. Muutamat tutkimukset (Pope & Jones 1990, Veisten ym. 1993) kuitenkin osoittavat metsäluonnon arvot ns. normaalihyödykkeiksi, joiden osuus kotitalouden budjetista on suurin piirtein sama eri tulotasoilla.

Olemassaoleva suojeluala ja lisäsuojelualan suuruus vaikuttavat merkittävästi maksuhalukkuuteen. Teoria ja empiiriset tulokset eivät puolla hehtaariohtaisen arvon laskemista suojelualueille. Osassa tutkimuksia todettiin, että maksuhaluk-

kuus nousee suojelupinta-alan kasvaessa, mutta sitä vähemmän mitä enemmän on suojeltu (Pope & Jones 1990, Hoen & Winther 1993, Loomis ym. 1993, Rogers & Sinden 1994). Myös suojeltavien lajien harvinaisuus ja uhanalaisuus vaikuttivat lisäävästi maksuhalukkuuteen (Rogers & Sinden 1994).

Muutamissa tutkimuksissa suojeluhuötyjä on verrattu vaihtoehtoiseen maankäyttömuotoon. Kriströmin (1990) tutkimien korkean suojeluasteen alueiden markkinattomat hyödyt (suoja- ja virkistysarvot) olivat ainakin yhtä suuret kuin niiden puuntuotannollinen arvo. Mattssonin ja Lin (1993) tutkimuksessa puuntuotannon kanssa yhtäaikaaisesti tuotetut markkinattomat käyttöarvot vastasivat noin puolta puuntuotannon arvosta. Van Kootenin (1995) laskelmissa eri suojeluasteita käsittävä suhteellisen suojelualan lisäys viidestä prosentista ylöspäin osoittautui hädän tuskin kannattavaksi. Hyötyihin sisältyivät käytännössä kuitenkin vain virkistysarvot. Lockwoodin ym. (1993) tapauksessa vanhojen metsien suojelualan lisäys osoittautui työllisyysvaikutuksetkin huomioon ottaen merkittävästi puuntuotantoa taloudellisesti tehokkaammaksi maankäyttömudoksi, kun virkistysarvot otettiin huomioon.

### *Lähteet*

- Barrick, K. A. & Beazley, R. I. 1990: Magnitude and distribution of option value for the Washakie Wilderness, Northwest Wyoming, USA. – *Environmental Management* 14(3): 367–380.
- Hoen, H. F. & Winther, G. 1993: Multiple use forestry and preservation of coniferous forests in Norway. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 266–280.
- Kasanen, P. & Svento, R. 1989: Ympäristöhyötyjen arvottaminen ja mittaaminen – valikoiva kirjallisuuskatsaus. – *Terra* 101(3): 224–235.
- Kooten van, G. C. 1995: Economics of protecting wilderness areas and old-growth timber in British Columbia. – *The Forestry Chronicle* 71(1): 52–58.
- Kriström, B. 1990: Valuing environmental benefits using the contingent valuation method – An econometric analysis. – *Umeå Economic Studies* (219), University of Umeå. 168 s.
- Lockwood, M., Loomis, J. & DeLacy, T. 1993: A contingent valuation survey and benefit-cost analysis of forest preservation in East Gippsland, Australia. – *Journal of Environmental Management* 38(July): 233–243.
- Loomis, J., Lockwood, M. & DeLacy, T. 1993: Some empirical evidence on embedding effects in contingent valuation of forest protection. – *Journal of Environmental Economics and Management* 24: 45–55.



- Mattsson, L. & Li, C. 1993: The non-timber value of northern Swedish forests: An economic analysis. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 426–434.
- Ovaskainen, V. & Horne, P. 2001: Suojelualueiden virkistyskäyttö: taloudellisen tutkimuksen näkökulmia. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 134: 101–108.
- , Horne, P. & Naskali, A. 1996: Metsiensuojelun hyödyt ja niiden arvottaminen. Osaraportti Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnalle 15.2.1996. – *Moniste, Metsäntutkimuslaitos, Helsinki*. 39 s.
- Pope, C. A. III & Jones, J. W. 1990: Value of wilderness designation in Utah. – *Journal of Environmental Management* 30: 157–174.
- Rogers, M. F. & Sinden, J.A. 1994: Safe minimum standard for environmental choices: old-growth forest in New South Wales. – *Journal of Environmental Management* 41: 89–103.
- Veisten, K., Hoen, H., Navrud, S. & Strand, J. 1993: Valuing biodiversity in Norwegian forests: A contingent valuation study with multiple bias testing. – *Memorandum from Department of Economics 7, University of Oslo*. 21 s.

### *Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta*

- Horne, P. & Ovaskainen, V. 2001: Metsän ominaisuuksien arvottaminen virkistysalueilla. – Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), *Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 242–249.
- & Ovaskainen, V. 2001: Luonnon monimuotoisuuden suojelu virkistysalueilla kävijöiden näkökulmasta. – Teoksessa: Siitonen, J. (toim.), *Monimuotoinen metsä*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 223–226.
- , Ovaskainen, V. & Naskali, A. 1997: Valuing the benefits of forest conservation. – *Scandinavian Forest Economics* 36: 363–370.
- , Ovaskainen, V. & Naskali, A. 2001: Mitkä ovat metsäluonnon suojelun taloudelliset hyödyt? – Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.), *Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 107–109.
- Huhtala, A., Horne, P., Ovaskainen, V. & Sievänen, T. 2001: Kansallispuistojen arvo vai virkistyspalveluiden hinta – miten mitata rahassa valtion tuottamia markkinattomia hyötyjä? – Teoksessa: Sievänen, T. (toim.), *Luonnon virkistyskäyttö 2000*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802: 77–89.

## 3.5 Luonnonsuojelualan metsämaisema matkailun vetovoimatekijänä

Lasse Lovén  
Metsäntutkimuslaitos

### 3.5.1 Johdanto

Euroopan yli 10 000 suojelualan käyttö kansallisen ja kansainvälisen luontomatkailun kohdealueina on jatkuvasti lisääntymässä. Matkailun paine kohdistuu erityisesti IUCN:n suojelualaluokkien II (kansallispuistot), III (luonnon monumentit) ja V (maisemansuojelualueet) alueisiin. EU:ssa matkailu työllistää tällä hetkellä yli 7 milj. ihmistä ja matkailun BKT-osuus ylittää 5 % (Heukemes 1998). Aluetaloudessa monien merkittävien matkailun vetovoimakohteiden ympäristöissä matkailu muodostaa paikallisyhteisöjen pääelinkeinon. Luonnon ominaisuuksista maisema on matkailun keskeinen vetovoimatekijä (Lew 1987).

Suomessa metsä on ollut merkittävä matkailun vetovoimatekijä jo yli sadan vuoden ajan. Useimmiten metsä on silloin liittynyt erikoislaatuiseen maisemakokonaisuuteen, jossa harjut, näköalapaikat ja erilaiset vedet ovat metsän kanssa muodostaneet matkailijoita kiinnostavan kokonaisuuden. Sopivia esimerkkejä ovat Aulanko, Punkaharju ja Koli. Lapin tunturien ja metsärajaluonnon merkitys matkailun kohdealueena on 1930-luvulta alkaen lisääntynyt erittäin voimakkaasti. Pohjoisten suurten kansallispuistojen, kuten Pallas-Ounastunturin ja Urho Kekkosen kansallispuiston, vetovoimasta vanhat aihkimetsät ja metsänrajan koivikot muodostavat olennaisen osan.

Lähes puhtailla metsäominaisuuksilla matkailijoita ja retkeilijöitä houkuttelevat Pyhä-Häkin ja Seitsemisen kansallispuistot. Näissä puistoissa maiseman vetovoimatekijät pelkistyvät pääosin sulkeutuneeseen lähimaisemaan. Vain joillain suo-osilla ja muutamilla kummuilla retkeilijä pääsee kokemaan kaukomaiseman antamia elämyksiä.

### 3.5.2 Metsämaiseman vetovoima – mitä se on?

Maiseman vetovoima voidaan määritellä sen kyvyksi tuottaa mielihyvää (positiivinen vetovoima) tai yleisemmin sen kyvyksi tuottaa elämyksiä (positiivinen tai negatiivinen vetovoima) maiseman havainnoijalle. Useimmiten havainnointi tapahtuu näköaistilla, mutta muutkin aistit voidaan ottaa tarkasteluun. Vetovoiman määrittely sisältää sekä objektin että subjektin. Maisematutkimuksissa onkin suuntauduttu tutkimaan sekä metsän maisemaominaisuuksia että maiseman havainnoitsijan ominaisuuksia ja elämyksiä. Kiinnostavia ovat myös ne tilanteet, joissa havainnointi tapahtuu. Koska analyyttinen maisematutkimus on hyvin nuorta, metsämaiseman numeeristen vetovoimamallien kehittäminen on vasta lähtökuopissaan.

Suomalainen perinteinen matkailuympäristö sisältää metsää ja sen ohella muita luonnonelementtejä. Matkailijoiden tavoitteissa luonto on keskeisellä sijalla (Matkailun edistämiskeskus 1994). Erityisesti Lapin matkailun markkinoinnissa korostetaan luontoon liittyviä elämyksiä (Aho 1994). Erämaisten maisemien ihailun motiivi on havaittu Lapin matkailukeskusten asiakkaiden tavoitekartoituksissa (Saarinen 1995). Arvokkaina on pidetty alueita, joissa metsä liittyy vesialueisiin, harjuihin, vaaroihin tai tunturialueisiin. Metsänrajan läpi kulkeminen metsästä tunturiin avaa laajan kaukomaiseman matkailijan näkökenttään ja oletettavasti saa aikaan myönteiseksi koetun mieleen jäävän elämyksen. Näiden elämysten voimakkuus ilmentää maiseman matkailullista vetovoimaa.

Metsämaiseman vetovoiman ongelmaa voidaan lähestyä tutkimuksella ainakin kahdella tasolla:

- metsämaisemaa koskevat mielikuvat ja
- kokemusperäiset maisemaelämykset.

Mielikuvien tutkimuksella saadaan käsitys siitä, miten metsän havainnoitsijat arvostavat esimerkiksi eri puulajeja, eri ikäisiä metsiä tai erilaisia puulajisekoituksia. Arvostelijalle esitetään sanallisesti tai kuvien muodossa eri puulajit tai eri ikäiset metsiköt. Arvostelija arvostelee kohteen käyttäen jotain sopivaa mittaria, esimerkiksi kymmenpisteistä tasavälistä pisteasteikkoa tai analyyttisen hierarkiaproessin menetelmään kuuluvaa pareittaisen vertailun tekniikkaa (Kangas ym. 1993). Kokemusperäisten maisemaelämysten mittaus tapahtuu maastossa tutkittavalla kohteella, jolloin mittauksessa käytetään esimerkiksi tarkoitusta varten kehitettyä psykometristä elämysmittaria (Lovén 1995).

Metsän maisemaominaisuuksien monimuotoisuutta lisää maiseman jäsentyminen analyyttisessä tarkastelussa lähimaisemaksi ja kaukomaisemaksi (Granö 1930). Lähimaisema sisältää yksittäisiä puita, puuryhmiä tai metsikön. Kaukomaisema on metsiköiden muodostama laajempi kokonaisuus. Puustot muodostavat kaukomaisemassa erilaisia pintoja, joiden ominaisuuksia ovat mm. värit, kuviomuodot ja kuvioden sisäinen vaihtelu. Jotkut lähimaiseman ominaisuudet vaikuttavat kaukomaiseman havainnointimahdollisuuksiin, jolloin voidaan puhua lähimaiseman kaukomaisemaa tukevista ominaisuuksista.

Etelä-Suomen metsäisillä ulkoilualueilla on todettu, että suuret puut, männyn ja koivun puulajiosuuden kasvu ja veden näkyminen metsämaisemassa lisäävät lähimaiseman vetovoimaa (Lovén 1973, Kellomäki 1975 ja Savolainen & Kellomäki 1981). Lapin matkailukeskusten kohdalla voidaan olettaa, että metsäisen kaukomaiseman ominaisuudet ja kaukomaisemaa tukevat lähimetsän ominaisuudet ovat maiseman vetovoimalle vielä tärkeämpiä kuin Etelä-Suomessa.

### ***3.5.3 Pallaksen ja Levin metsämaiseman matkailullinen vetovoima***

Eri suojeluluokissa metsänkäytön periaatteet ovat erilaiset ja siten myös metsämaiseman ominaisuudet ovat erilaiset. Lapin olosuhteissa voidaan verrata esimerkiksi kansallispuistoluokkaan (IUCN luokka II) sopivaa Pallas-Ounastunturia ja maisemansuojeluluokkaan (IUCN luokka V) rinnastettavaa Levin matkailukeskusta. Pallas-Ounastunturin metsät ovat olleet pääosin täysin metsänhoidon ja hakkuiden ulkopuolella. Levin alueen metsät ovat olleet pääosin yksityisessä omistuksessa jatkuvan eriateisen metsänhoidon ja hakkuutoiminnan kohteena. Kunta on viime vuosina ohjannut hakkuu- ja hoitotoimien yhteydessä maisemansuojelua rakennuslain antamilla valtuuksilla.

Pallaksen ja Levin metsien matkailuvetovoimaa vertailtaessa voidaan asettaa seuraavat kysymykset:

- Ovatko matkailijoiden mielikuvat Pallaksen ja Levin metsistä erilaisia?
- Ovatko matkailijoiden kokemat maisemaelämykset käytännössä erilaisia Pallaksella ja Levillä? Voidaanko mahdollisia eroja todellisuudessa mitata?
- Onko mielikuvilla ja niihin perustuvilla odotuksilla yhteyttä käytännön maisemaelämyksiin?
- Kuinka laajaa on maiseman vetovoiman vaihtelu erilaisilla luonnonmetsäkohteilla Pallaksella?
- Kuinka laajaa on vastaava vaihtelu erilaisilla hoidettujen metsien kohteilla Levillä?
- Onko maiseman vetovoimassa merkittäviä eroja eri kohteiden välillä suojelualueen sisällä, entä suojelualueiden välillä?
- Mistä mahdolliset maiseman vetovoimaerot johtuvat eri kohteilla?

Kysymyksiin pyritään löytämään vastauksia metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen tutkimusohjelmaan liittyvässä Metsäntutkimuslaitoksen tutkimuksessa. Tutkimus tehdään yhteistyössä Lapin Metsäkeskuksen, Kittilän kunnan sekä Levin ja Pallaksen matkailukeskuksissa toimivien matkailuyrittäjien kanssa.

### ***3.5.4 Maiseman vetovoiman turvaaminen ja kehittäminen***

Metsämaiseman vetovoima riippuu suojelualueella, kuten muuallakin, käyttäjästä eli maiseman havainnoitsijasta. Jos voidaan todeta, että sekä mielikuvamaisema että käytännön maisema vaikuttavat matkailijan ja retkeilijän viihtymiseen, molempien vetovoimaominaisuuksista on huolehdittava erikseen. Mielikuva- maiseman vetovoiman säilyttäminen voi vaatia huolenpitoa tiedotuksen, mainostuksen ja yleensäkin informaation sisällöstä. Ristiriitojen ja epäonnistuneiden yksityiskohtien esille nostamisella saatetaan menettää vetovoimainen mielikuva luonnonmukaisuudesta ja rauhasta.

Koettavan maiseman vetovoiman turvaaminen edellyttää tietoa maiseman käyttäjien sijainnista, liikkumistavoista, käytön ajoituksesta ja käytön voimaperäisyydestä. Maiseman vetovoima on voimakkaassa yhteydessä siihen, miten

metsä sijaitsee suhteessa matkailijan käyttämiin reitteihin ja näköalapaikkoihin (Lovén 1996). Reittien varret, näköalapaikkojen ja levähdyspaikkojen lähialueet, tunturien yläosat ja matkailukeskuksen lähituntumassa sijaitsevat kohteet ovat vetovoimaltaan suurimpia. Niiden metsätkin ovat siten erityisasemassa.

Luonnontilaisena suojeltavan kansallispuiston metsämaisemat kehittyvät metsien luontaisen sukkession mukaan. Metsien maisemallinen vetovoima muuttuu silloin vastaavasti, jos metsän ominaisuudet vaikuttavat välittömästi maisemaelämyksiin. Jos sen sijaan voidaan todeta, että mielikuvat ja niihin liittyvät maisemaodotukset vaikuttavat olennaisesti myös käytännön maisemakokemuksiin, on mahdollista, että luontainen maisemanmuutos ei vaikuta maiseman vetovoimaan. Tämä saattaa edellyttää sellaista mielikuvien hallintaa, joka ottaa huomioon metsäekosysteemin dynaamiset prosessit. Staattisia valoisia aihkimetsämielikuvia vastaamattomien luonnonmetsän kehitysvaiheiden kokeminen voi muutoin aiheuttaa matkailijalle viihtymistä heikentäviä pettymyksiä.

Hoidetulla suojelualueella metsän luontaiseen kehitykseen puuttumalla voidaan turvata matkailijoiden kokemia maisemaelämyksiä esimerkiksi silloin, kun koi-vikon kuusettuminen estää arvostetun kaukomaiseman näkymisen metsikön läpi tai kun nuori metsä valloittaa tiheän metsän keskellä sijaitsevan aukean valoisan ahon.

Maisemansuojelualueella on perusteltua, että alueelle laaditaan erityissuunnitelma maiseman vetovoiman kestävyuden turvaamiseksi. Maiseman vetovoimaa on suunnitelman pohjalta mahdollista jopa kasvattaa, kun suunnittelua ei rajoita luonnonprosessien toteuttamisen välttämättömyys. Maiseman vetovoimaa maksimoivan suunnittelun perustyövaiheisiin kuuluu maiseman käyttäjien tavoiteanalyysi, jonka pohjalta voidaan valmistaa numeerinen maisema-arvojen tuotantofunktio. Numeeristen mallien avulla voidaan laskea ja optimoida erilaisten hoitotoimien ja luonnon prosessien vaikutus alueen maisema-arvoon.

### ***3.5.5 Päätelmät***

Suomen komeimpia metsämaisemia on pyritty suojaamaan erilaisilla suojeluohjelmilla. Kansallispuistot on varattu muun ohella kansallisiksi nähtävyyksiksi. Uusi luonnonsuojelulaki määrittelee erityisen maisemansuojelun alueen, jonka puitteissa arvokkaita luonnon- ja kulttuurimaisemia voidaan suunnitelmallisesti hoitaen säilyttää. Myös kansainvälisissä luokituksissa kansallispuistot ja maisemansuojelualueet ovat monumenttikohteiden ohella ensisijaisesti niitä suojelualueita, jotka tukevat matkailun kehitystä. Kaikissa suojelusuunnitelmissa maisema-arvot eivät kuitenkaan ole olleet etusijalla. Suomessa vanhojen metsien suojeluohjelmaa valmisteltaessa ei ole laajemmalti keskusteltu näiden kohteiden maisema-arvoista ja matkailullisesta vetovoimasta.

Tutkimustieto matkailijan maisematavoitteista on toistaiseksi vähäistä. Vielä ei tiedetä, muuttaako eriasteinen metsänhoito ja hakkuutoiminta varsinaisen matkailukeskuksen lähialueella alueen matkailullista vetovoimaa. Mielikuvien ta-

solla voimaperäisen metsänhoidon vaikutus matkailijoiden viihtymiseen näyttää selvästi kielteiseltä. Todellisten maisemahavaintojen vaikuttavuutta ei tunneta.

Suomalainen suojelualuejärjestelmä, joka on painottunut luonnontilaisten kohteiden suojeluun, suuntaa metsämaiseman matkailullisen vetovoiman käytön luonnontilan ja luonnonsukcession ominaisuuksiin. Tämän seurauksena on eräillä suojelualueilla nähtävissä maisema-arvojen nopea rapautuminen metsän luontaisen kasvuvoiman seurauksena. Kestävän matkailun periaatteilla laadittu maisemanhoidon suunnitelma on tarpeellinen niillä suojelualueilla, joiden matkailullista vetovoimaa halutaan käyttää erityisesti paikallisten elinkeinojen turvaamiseksi.

### *Lähteet*

- Aho, S. 1994: Matkailun vetovoiman koostumus ja esiintuominen. – Teoksessa: Aho, S. (toim.), Matkailun vetovoimatekijät tutkimuskohteina. Oulun yliopisto, Pohjois-Suomen tutkimuslaitos. 188 s.
- Granö, J. 1930: Puhdas maantiede. – WSOY, Porvoo. 187 s.
- Heukemes, N. 1998: European experiences in tourism marketing and management within parks. – Teoksessa: Muhonen, T. & Sulonen, S. (toim.), Kansallispuistojen juhlavuoden seminaari Kolilla 28.–29.10.1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 718: 30–37.
- Kangas, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993: A method for estimating forest landowner's landscape preferences. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 408–417.
- Kellomäki, S. 1975: Forest stand preferences of recreationists. – *Acta Forestalia Fennica* 146. 36 s.
- Lew, A. 1987: A framework of tourist attraction research – *Annals of Tourism Research* 14: 553–575.
- Lovén, L. 1973: Metsäympäristön viihtyisyystekijät. – Helsingin yliopiston metsänarvioimistieteen laitoksen tiedonantoja 3. 101 s.
- 1995: Psychometric evaluation scale for visual landscape amenities. – Teoksessa: Hyttinen, P., Kähkönen, A. & Pelli, P. (toim.), Multiple use and environmental values in forest planning. *EFI Proceedings* 4: 125–132.
- 1996: Maisema-arvon osallistava mallintaminen Levin matkailukeskuksessa, matkailuyrittäjien näkökulma. – Teoksessa: Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim.), Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619: 183–196.

Matkailun edistämiskeskus 1994: Ulkomaalaiset matkailijat Suomessa keväällä ja kesällä. Matkailun edistämiskeskus A:91.

Saarinen, J. 1995: Urho Kekkosen kansallispuiston retkeily-ympäristön viihtyvyys. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 37. 76 s.

Savolainen, R. & Kellomäki, S. 1981: Metsän maisemallinen arvostus. – Acta Forestalia Fennica 170.

### ***Tekijän uusin julkaisu aiheesta***

Lovén, L. 1999: Kansallispuistojen asiakasseuranta luontomatkailupalvelujen kehittämisessä. – Metsätieteen aikakauskirja 1: 106–109.

## 3.6 Luonnonsuojelu ja metsäsektorin hiilibudjetti

Heikki Seppälä  
Metsäntutkimuslaitos

### 3.6.1 Johdanto

Tässä artikkelissa tarkastellaan kolmen erilaisen hakkuuvaihtoehdon vaikutusta Suomen metsien puustoon ja puuston kasvuun sekä hiilibudjettiin. Nämä hakkuuohjelmat ovat (1) tällä hetkellä tiedossa olevien metsien suojelusuunnitelmien mukainen metsien käyttövaihtoehto, (2) viime aikoina julkisuudessa paljon käsitelty kolmen tohtorin esittämän ns. Urmaksen ohjelman mukainen hakkuuvaihtoehto ja (3) kalastaja Pentti Linkolan ajatusmallia mukaileva vaihtoehto.

Hakkuuvaihtoehtojen vaikutusta puuston määrän ja kasvun sekä hiilibudjetin kehitykseen tarkastellaan matemaattisen simulointimallin avulla. Siinä käsitellään metsiä yhtenä kokonaisuutena jakamatta puustoa puu- tai puutavaralajeihin. Hakkuiden, puun ja puutuotteiden kuljetuksen sekä puunjalostuksen energiakäytön hiilibudjettivaikutukset on myös jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Tarkastelu kohdistuu ainoastaan metsien runkopuustoon. Tulokset ovat alustavia, mutta kuvannevat kuitenkin valaisevasti hakkuiden, metsän kasvun ja puuston määrän välisiä riippuvuuksia ja dynamiikkaa sekä hiilibudjettivaikutuksia. Aikahorisontti on 80 vuotta eli vuodesta 1990 vuoteen 2070.

### 3.6.2 Hakkuuohjelmat

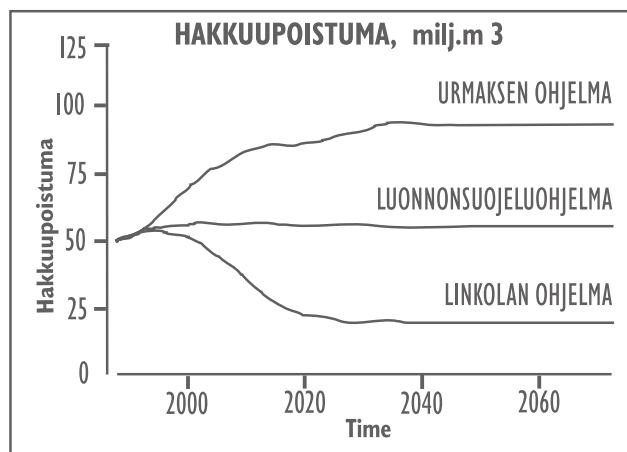
Tulevaisuuden ennustaminen on vaikeaa. Seuraavat hakkuuarviot eivät pyrikään olemaan ennusteita. Tarkoitus on osoittaa, kuinka herkästi erilaiset pitkän aikavälin metsän hakkuupolitiikat vaikuttavat metsien biologiseen kestävyYTEEN, monimuotoisuuteen ja hiilibudjettiin. Kysymys on siten visioinnista ja mahdollisten tulevien strategioiden arvioinnista erityisesti luonnonsuojelun näkökulmasta. Tarkasteltavat hakkuupolitiikat ovat seuraavat:

**Luonnonsuojeluohjelman** mukaisesti kokonaishakkuut kohoaisivat viime vuosien keskimäärin 55 miljoonan kuutiometrin vuositasolta lähivuosina 57 miljoonaan kuutioon (kuva 1). Sen jälkeen niiden oletetaan pysyttelevän tällä tasolla.

**Urmaksen ohjelmassa** rakennettiin kaksi uutta sellutehdasta, viisi paperikonetta ja 100–150 hakevoimalaa. Kun tähän lisätään vielä sekä olemassa olevan että rakennettavan tuotantokapasiteetin tavanomaiset uusinvestoinnit, arvioidaan hakkuiden lisääntyvän nykyiseltä noin 55 miljoonan kuutiometrin vuositasolta 84 miljoonaan kuutiometriin vuonna 2010 ja 96 miljoonaan vuonna 2040. Tämän jälkeen hakkuiden ei oleteta enää lisääntyvän.



**Linkolan ohjelmassa** teollinen puunkäyttö lopetettaisiin käytännöllisesti katsoen kokonaan. Hakkuut olisivat lähinnä kotitarvehakkuita rakentamiseen ja asuntojen lämmittämiseen. Tämän ohjelman mukaisesti hakkuut supistuisivat vähitellen runsaaseen kolmannekseen nykytasolta ja saavuttaisivat 21 miljoonan kuutiometrin vuositason vuoteen 2025 mennessä.



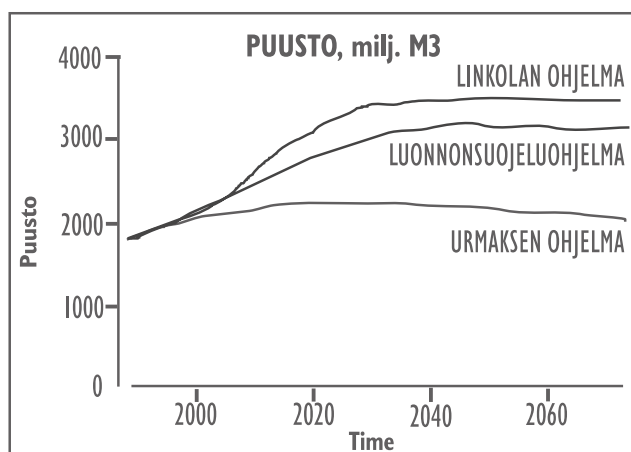
Kuva 1. Hakkuupoistuma eri hakkuuohjelmissä.

### 3.6.3 Puuston kehitys

Hakkuuohjelmien vaikutukset puuston määrän kehitykseen on esitetty kuvassa 2. Luonnonsuojeluohjelman mukaisesti puuston määrä lisääntyisi runsaalla kolmanneksella 2030-luvun alkuun tultaessa, minkä jälkeen lisääntymistä ei enää tapahtuisi.

Urmaksen ohjelmassa puuston määrä lisääntyisi aina vuoden 2010 tienoille asti, mutta alkaisi sen jälkeen hitaasti vähetä. Tämä tarkoittaa sitä, että metsien puuvarat kyllä antaisivat myöten Urmaksen ohjelman toteuttamisen, mutta pitkällä aikavälillä kestävä puutuotanto vaarantuisi.

Linkolan ohjelman mukaisesti puuston määrä kasvaisi aluksi voimakkaasti. Vuoden 2040 tienoilla kasvu kuitenkin loppuisi. Tämä johtuu metsien tiheytymisestä ja ikääntymisestä sekä näiden seurauksena tapahtuvasta metsien kasvun pienenemisestä.



Kuva 2. Puuston määrä eri hakkuuohjelmissä.

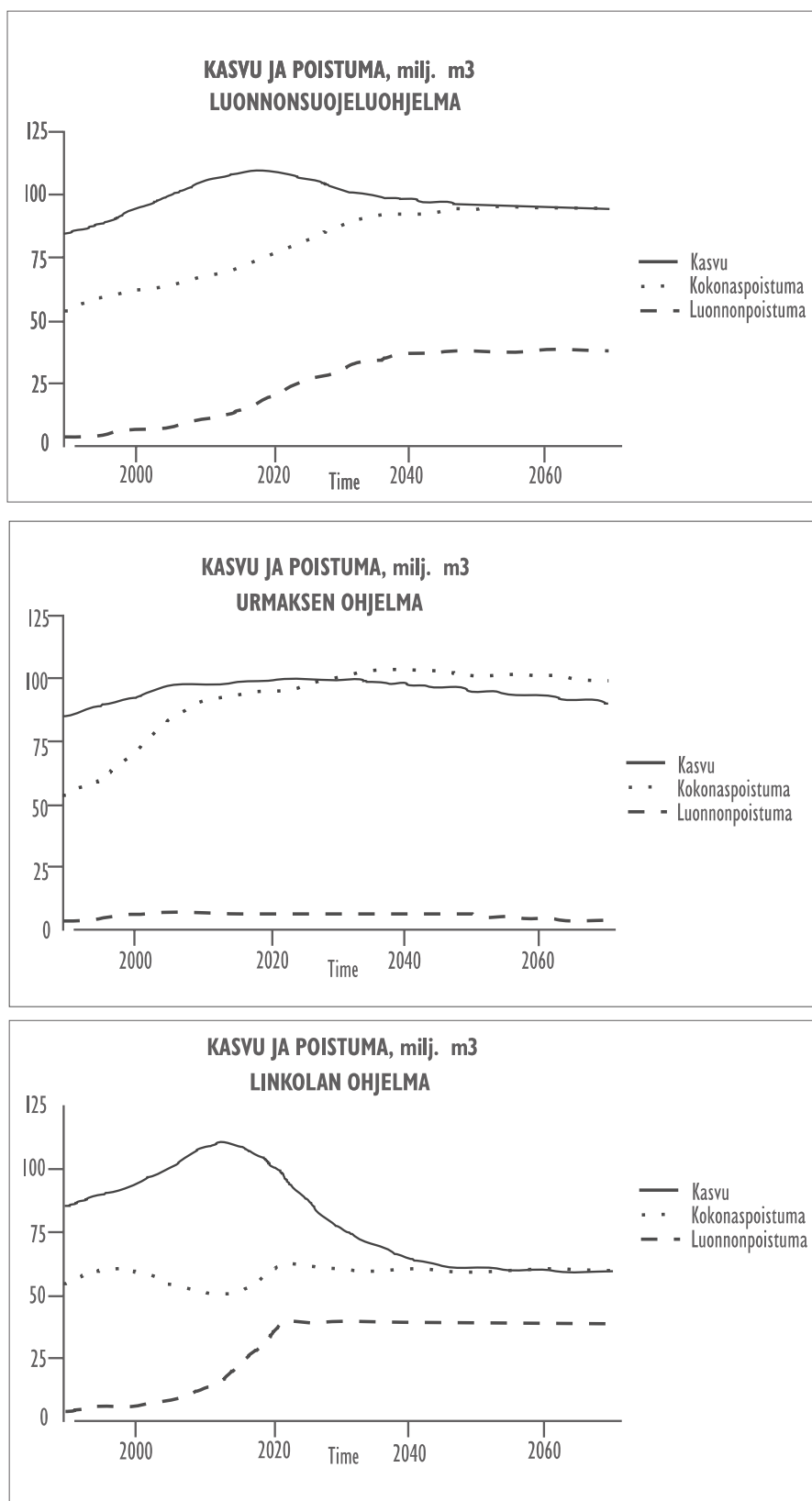
### 3.6.4 Poistuma ja kasvu

Hakkuuohjelmien vaikutukset puuston kokonais- ja luonnonpoistumaan sekä kasvuun esitetään kuvassa 3. Luonnonsuojeluohjelman mukaisesti puuston kasvu lisääntyisi 2010-luvun alkuun asti. Sen jälkeen kasvu alkaisi kuitenkin pienetä puuston ikääntymisen ja metsien tihentymisen seurauksena. Kasvu putoaisi vuoteen 2040 mennessä noin 75 miljoonan kuutiometrin vuositasolle, jossa se pysyttelisi jatkossakin. Urmauksen ohjelmassa kokonaispoistuma ylittää kasvun pysyvästi 2030-luvun lopulta lähtien, mikä johtaa puuston määrän väheneemiseen. Linkolan ohjelmassa metsien kasvu alkaisi pienentyä suhteellisen nopeasti. Ensi vuosisadan puolivälistä lähtien kasvu ja poistuma olisivat tasapainossa, mutta alhaisella, noin 50 miljoonan vuositasolla.

### 3.6.5 Metsäluonnon monimuotoisuus

Luonnonpoistuma heijastelee ainakin jossain määrin metsäluonnon moninaisuutta eli biodiversiteettiä. Linkolan ohjelmassa luonnonpoistuma on suurin tarkasteltavissa hakkuuohjelmista. Luonnonpoistuma on 2020-luvulta lähtien tässä ohjelmassa jopa hakkuupoistumaa suurempi. Suojeluohjelman mukaisissa hakkuissa luonnonpoistuma kasvaa lähes 35 miljoonan kuutiometrin vuositasolle 2040-luvun alkuun mennessä.

Urmauksen ohjelmassa luonnonpoistuma lisääntyisi vain runsaan 10 miljoonan kuutiometrin vuositasolle 2030-luvun alkuun tultaessa. Sen jälkeen luonnonpoistuma alkaisi vähetä. Linkolan ohjelman mukaisesti luonnonpoistuma kohotaisi yli 35 miljoonan kuution vuositasolle ja olisi tällöin puolitoistakertainen hakkuupoistumaan verrattuna.

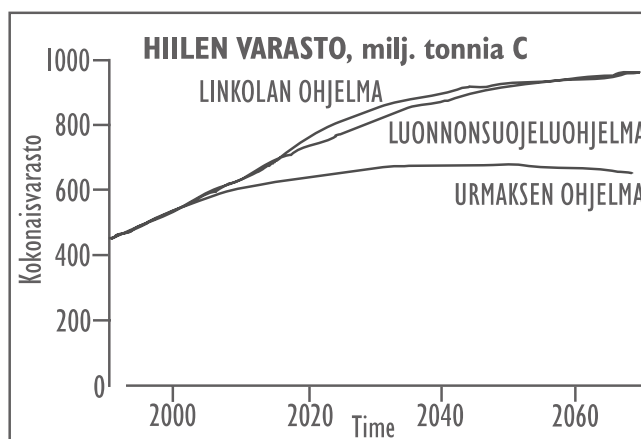


Kuva 3. Hakuuohjelmien vaikutukset puuston kokonais- ja luonnonpoistumaan sekä kasvuun.

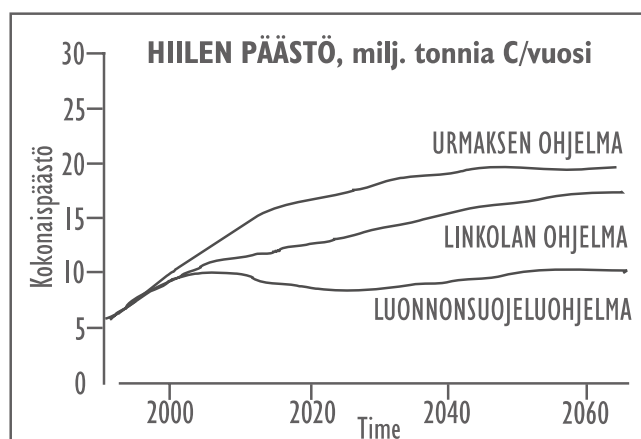
### 3.6.6 Hiilibudjetti

Seuraavassa tarkastellaan vain puuston, hakkuiden ja puutuotteiden käytön vaikutusta hiilibudjettiin. Hakkuiden, puun ja puutuotteiden kuljetuksen sekä puujalostuksen energiakäytön hiilitasevaikutuksia ei tässä yhteydessä tarkastella, vaikka niiden merkitys metsäsektorin hiilitaseeseen onkin huomattava (esim. Pingoud ym. 1996).

Puuston, luonnonpoistuman ja puutuotteiden sisältämän hiilen varastojen kehitys eri hakkuuohjelmissä on esitetty kuvassa 4. Puutuotteiden ja luonnonpoistuman hajoamisen aiheuttamat vuotuiset hiilipäästöt on vastaavasti esitetty kuvassa 5.



Kuva 4. Hiilivaraston kehitys eri hakkuuohjelmissä.



Kuva 5. Puutuotteiden ja luonnonpoistuman hiilipäästöt eri hakkuuohjelmissä.

Puustoon ja puutuotteisiin kertyvä hiilivarasto likimain kaksinkertaistuisi sekä luonnonsuojeluohjelmassa että Linkolan ohjelmassa vuoteen 2070 mennessä. Sen sijaan Urmaksen ohjelmassa hiilivarasto jäisi noin kolmanneksen kahta muuta ohjelmaa alemmalle tasolle. Tämä johtuu pääosin siitä, että tässä ohjelmassa puuston määrä olisi huomattavasti pienempi kuin kahdessa muussa ohjelmassa. Urmaksen vaihtoehdossahan puuston määrä alkaisi peräti lievästi vähentyä tarkastelujakson jälkipuoliskolla. Puutuotteiden hiilivarasto kasvaisi aluksi voimakkaasti ja hiilivarasto kertyisi puuston ohella voimakkaasti puutuotteisiin. Luonnonsuojeluohjelmassa – ja erityisesti Linkolan ohjelmassa – kehitys olisi puutuotteiden ja luonnonpoistuman hiilivarastoa tarkastellen lähes päinvastainen: tarkastelujakson lopulla luonnonpoistuman hiilivarasto olisi selvästi suurempi kuin puutuotteiden hiilivarasto.

Vuotuiset hiilipäästöt olisivat tarkastelujakson lopulla Linkolan ohjelman mukaisesti yli puolitoistakertaiset ja Urmaksen ohjelmassa lähes kaksinkertaiset verrattuna luonnonsuojeluohjelmaan. Linkolan ohjelman luonnonsuojeluohjelmaa suuremmat hiilipäästöt johtuvat voimakkaasti kasvavan luonnonpoistuman lahoamisesta. Urmaksen ohjelmassa hiilipäästöt syntyisivät ensi sijaisesti puutuotteiden lahoamisesta.

### ***3.6.7 Yhteenveto ja johtopäätökset***

Tässä artikkelissa tarkasteltiin hakkuiden, metsän kasvun ja puuston määrän välisiä riippuvuuksia sekä hakkuiden hiilibudjettivaikutuksia. Tarkastelu tehtiin yksinkertaisen matemaattisen, puuston ns. tiheysfunktioimallin avulla. Tavoitteena oli osoittaa, kuinka herkästi ja millä tavoin erilaiset pitkän aikavälin hakkuusuunnitelmat vaikuttavat metsien biologiseen kestävyYTEEN, metsäluonnon monimuotoisuuteen ja metsien hiilibudjettiin.

Tulokset osoittavat, että metsien biologinen kestävyys näyttäisi sallivan hyvinkin erilaisia metsien käyttöpolitiikkoja suhteellisen pitkälläkin aikavälillä. Tosin pidempään jatkuva ns. vajaahakkuutilanne rajoittaisi tulevien, kestävien hakkuumahdollisuuksien lisäämistä jo suhteellisen pian. Puuston kasvu ja sitä kautta kestävät hakkuumahdollisuudet vähenisivät jo melko nopeasti puuston ikääntymisen ja tihenemisen myötä. Kaiken kaikkiaan näyttäisi siltä, että metsätalouden kestävyyttä ainakin suurten alueiden tasolla tulisi tarkastella riittävän pitkällä aikavälillä (ks. Seppälä 1997). Nykyisin yleisesti käytetty 10 vuoden aikajakso tuntuu kovin lyhyeltä. Tältä osin metsätalouden kestävyYDEN käsite vaatisikin ilmeisesti vielä aiempaa syvällisempään pohdintaan perustuvaa määrittelyä ja täsmennystä.

Jos luonnonpoistuman määrää pidetään metsäluonnon monimuotoisuuden karkeana mittarina, tehometsätalous ja metsäluonnon mahdollisimman koskemattomana säilyttävä hakkuupolitiikka näyttäisivät olevan monimuotoisuuden kannalta ristiriidassa keskenään. Tehometsätalous pitää luonnonpoistuman hyvin alhaisena, kun taas hakkuista pidättäytyminen kasvattaa sitä voimakkaasti. Luonnonpoistuman lisääntyminen ei kuitenkaan lisää suoraan erilaisten bio-

tooppien lukumäärää ja lajien runsautta, vaan pikemminkin samanlaisten lajien ja biotooppien määrää.

Puuston määrän, luonnonpoistuman sekä puutuotteiden valmistuksen ja käytön kehitys vaihtelee hakkuupolitiikan mukaan. Näin ollen myös hiilen sitoutuminen runkopuustoon, luonnonpoistumaan ja puutuotteisiin on erilaista noudatettaessa vaihtoehtoisia hakkuupolitiikkoja. Tutkimusjaksolla (1990–2070) pääosa metsäsektorin varastoituneesta hiilestä sitoutuisi kaikissa tarkastelluissa hakkuuohjelmissa puustoon, joten hiilivarastonkin kehitys noudattaa puuston määrällistä kehitystä.

Hiili vapautuu puuaineksesta hiilidioksidina takaisin ilmakehään joko luonnonpoistuman tai puutuotteiden lahoamisen välityksellä. Puutuotteista hiili vapautuu ilmakehään keskimäärin hitaammin kuin luonnonpoistumasta. Intensiivinen hakkuupolitiikka lisää kuitenkin puuaineksen hiilipäästöjä enemmän kuin hakkuita rajoittavat metsienkäsittelyvaihtoehdot siitä huolimatta, että luonnonpoistumasta vapautuvat hiilipäästöt jäävät vähäisiksi. Tämä johtuu siitä, että hakkuita rajoittavissa vaihtoehdoissa hiiltä sitoutuu runsaasti puustoon.

Edellä esitetty tarkastelu tehtiin hyvin yksinkertaisella matemaattisella mallilla. Siinä käsitellään Suomen metsiä yhtenä kokonaisuutena jakamatta puustoa puutai puutavaralajeihin. Mallissa on vain yksi, puuston tiheydestä riippuva logistinen kasvufunktio, joka pitää sisällään oletuksen kulloinkin noudatettavasta metsänhoidosta.

Sama koskee luonnonpoistumaa. Erittäin yksinkertaiset oletukset liittyvät myös hiilen vapautumiseen puun käytöstä ja luonnonpoistumasta. Näin malliin ja sen tuloksiin liittyy paljon epävarmuutta.

Mallin parametrien tilastollisen estimoinnin edellyttämän empiirisen tiedon puutteessa jouduttiin mallin parametrit valitsemaan asiantuntijatiedon perusteella. Parametrien valitsemiseksi haastateltiin joukkoa maan johtavia metsäarvioinnin asiantuntijoita (mm. professorit Erkki Tomppo ja Kari Mielikäinen sekä erikoistutkija Markku Siitonen Metsäntutkimuslaitokselta). Eräs tähän menettelyyn liittyvä mallin vahvuus on, että sen toiminnan herkkyyttä parametriensä suhteen on erittäin helppo simuloimalla testata.

Mallin rakennetta kehitetään jatkossa yksityiskohtaisemmaksi. Jo nykyisellään se näyttäisi kuitenkin kuvaavan valaisevasti hakkuiden, metsän kasvun ja puuston määrän välisiä riippuvuuksia ja dynamiikkaa sekä hiilibudjettivaikutuksia. Yksinkertaisen mallin vahvuuksia ovat käyttäjäystävällisyys ja havainnollisuus. On kai tärkeämpää tuottaa suunta-antavia ratkaisuja olennaisiin ongelmiin, kuin antaa täsmällisiä vastauksia merkityksettömiin kysymyksiin.

***Lähteet***

Pingoud, P., Savolainen, I. & Seppälä, H. 1996: Greenhouse impact of the Finnish forest sector including forest products and waste management. – *Ambio* 25(5): 318–326.

Seppälä, H. 1997: Hakkuuohjelmat ja puuntuotannon kestävyys. – Päättäjien metsäakatemia 2 (painossa).

## 4 LUONNON MONIMUOTOISUUDEN TUTKIMUS

### 4.1 Luonnontilaisten metsien kehitys – seurantakoealaverkosto monipuolista metsäekosysteemitutkimusta varten

Martti Varmola, Antti Isomäki ja Pentti Niemistö  
Metsäntutkimuslaitos

#### 4.1.1 Tausta

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

- vertailla luonnontilaisten ja talousmetsien ominaisuuksia keskenään
- kehittää luonnontilaisuutta kuvaavia käsitteitä ja mittareita
- tuottaa perustietoa monimuotoisen metsänhoidon kehittämiseksi
- lisätä tietoa luonnonmetsien kehitysdynamiikasta.

Tutkimuksen ensimmäisessä vaiheessa perustetaan 10 vuoden aikana riittävän laaja ja edustava pysyvien seurantakoealojen verkko, jonka avulla tuotetaan monipuolista tietoa luonnontilaisten metsien rakenteesta ja kehityksestä sukcession eri vaiheissa. Perustamisen jälkeen hanke ylläpitää koealaverkkoa ja tarjoaa siihen kuuluvia koemetsiköitä Metsäntutkimuslaitoksen omille tutkimushankkeille sekä erityisesti myös yliopistojen ja muiden tutkimusyksiköiden käyttöön.

Hankkeen tavoitteena on tukea ja tehostaa luonnonmetsiin kohdistuvaa tutkimusta Suomessa ja sen lähialueilla. Hankkeen oma tutkimuksellinen mielenkiinto kohdistuu luonnontilaisten metsien puustoihin, erityisesti luontaiseen uudistumiseen, puulajidynamiikkaan, puiden väliseen kilpailun ja tilajärjestyksen mallittamiseen, puiden elossapysymisen ja luontaisen kuoleamisen sääntöjen selvittämiseen sekä puuston ja biomassan tuotoksen kuvaamiseen.

Tutkimuksen puitteissa on vuoden 1996 loppuun mennessä perustettu Suomen alueelle 254, Karjalan tasavaltaan 14 ja Komin alueelle 3 seurantakoealaa. Yhteistyö Karjalan Tiedekeskuksen Metsäinstituutin kanssa aloitettiin heti hankkeen käynnistämisen jälkeen vuoden 1993 keväällä. Komin tiedekeskuksen kanssa yhteistyö alkoi vuotta myöhemmin.

Koealoja ei perusteta pelkästään vanhoihin metsiin, vaan mahdollisimman monipuolisesti ikä- ja puulajisuhteiltaan vaihteleviin, erilaisilla kasvupaikoilla kasvaviin luontaisesti syntyneisiin metsiin. Tutkimuksen piiriin tullee suojelualueilta puuttuu etenkin nuoria luonnontilaisia metsiä. Myös lehtipuuvaltaisia kohteita on kertynyt niukasti, vaikka kuolemassa ja lahoamassa olevia lehtipuita on löytynyt tyydyttävästi sekapuina.



## 4.1.2 Seurantakoealojen perustamistyöt

### 4.1.2.1 Metsiköiden valinta

Koealat on perustettu ensisijaisesti valtion omistamille luonnonsuojelualueille eli luonnon- ja kansallispuistoihin sekä Metsäntutkimuslaitoksen ja Metsähallituksen sisäisillä päätöksillä rauhoitettuihin metsiin. Myös muita metsäalueita voidaan käyttää, mikäli niiden käsittelemättömyydestä saadaan riittävät takeet.

Tavoitteena on luoda eri metsäkasvillisuusvyöhykkeisiin (Lehto 1969) metsikkökoealojen verkko siten, että kutakin yleistä kasvupaikkatyypin kohti saadaan sille tyypillisiä metsikkörakenteita edustavat sarjat taulukon 1 mukaisesti.

*Taulukko 1. Metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin tavoitellut metsikkökoealasarjat kasvupaikkatyypin ja vallitsevan puulajin mukaan.*

Kasvupaikkatyyppi	Vallitseva puulaji
Lehdot ja lehtomaiset kankaat	kuusi, lehtipuu
Tuoreet kankaat	kuusi, koivu, mänty
Kuivahkot kankaat	mänty, kuusi
Kuivat ja karut kankaat	mänty

Kutakin kasvupaikkatyypin ja vallitsevan puulajin yhdistelmää kohti pyritään löytämään metsän eri sukkessiovaiheita edustavia kohteita seuraavasti:

- uudistumisvaihe, esimerkiksi metsäpalon jälkeinen pioneeripuuston vaihe
- nuoruusvaihe, jolle on tyypillistä mm. latvuserroksen sulkeutuminen, puulajien välinen kilpailu ja puuston voimakas kasvu
- kypsyysvaihe
- kliimaksvaihe

### 4.1.2.2 Metsiköiden määrä

Jos lähdetään edellä kuvatusta metsiköiden pääpuulaji- ja kehitysvaihejakaumasta, kukin täydellinen koealasarja edellyttäisi 32 metsikköä. Tähän ei katsota päästävän – ei ainakaan alkuvaiheessa. Kenttätöiden ja tavoitteena olevan koeverkon mitoituksessa oletetaan, että tavoitteeksi asetetusta 32 metsiköstä korkeintaan 20 löytyy ja voidaan ottaa mukaan.

Metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin metsikkösarjoja tavoitellaan taulukon 2 mukaisesti.

Myöhemmässä vaiheessa tehdään päätökset soiden ja soistuneiden kankaiden mukaanotosta sekä kalliometsien ja poikkeuksellisten kasvupaikka- ja puusto-kohteiden seurannasta. Kokonaistavoitteena on pidetty 400–500 pysyvän seurantakoealan verkkoa.

Taulukko 2. Metsikkökoelasarjojen tavoitemäärät metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin.

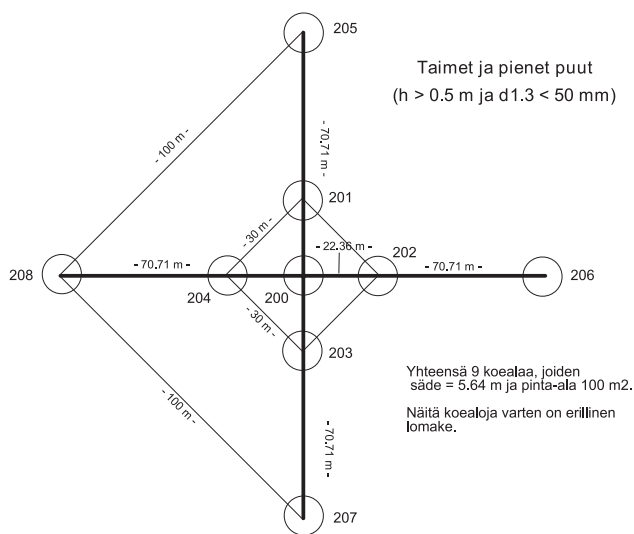
Sarjoja	Alueet
1	Saaristo ja eteläinen rannikko
5	Lounais-Häme ja Uusimaa, Länsi-Suomen rannikko, Häme, Savo ja Keski-Suomi, Itä-Suomi
5	Suomenselkä, Pohjanmaa, Kainuu, Ylä-Savo, Lapin kolmio
2	Etelä-Lappi, Koillismaa
1	Metsä-Lappi

#### 4.1.2.3 Koemetsikölle asetettavat vaatimukset

Koemetsiköiksi pyritään valitsemaan 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 tietoon nähden ja muutkin niiden saavutettavuuteen liittyvät seikat otetaan huomioon.

#### 4.1.2.4 Koealojen sijoitus maastoon

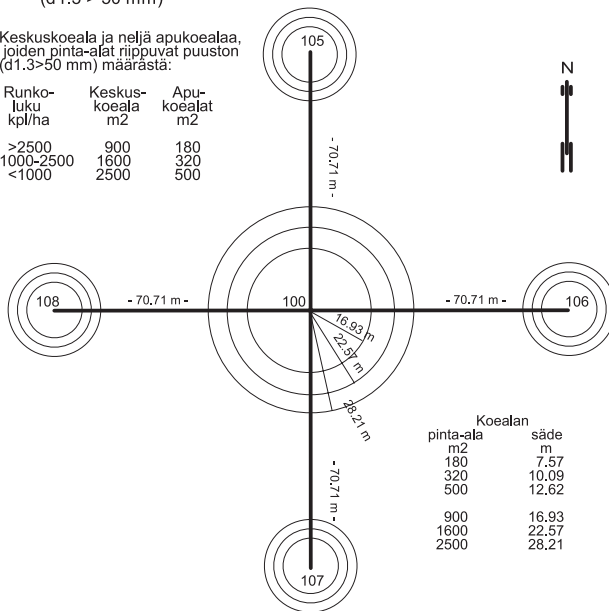
Metsikkökohtainen koe koostuu useammasta seurantakoealasta (kuva 1). Kaikki koealat ovat ympyränmuotoisia, joten niiden sijainti määritellään keskipisteen ja säteen avulla. Metsikköön perustetaan kaksi, osittain päällekkäistä koealaryhmää, joista toisella seurataan taimikkoa ja toisella varttunutta puustoa. Raja määräytyy puiden rinnankorkeusläpimitan ( $d_{1,3} = 50$  mm) mukaan. Koealaryhmät sijoitetaan yhden hehtaarin suuruisen neliön kulmiin ja keskipisteeseen (kuva 1). Taimikkokoealat ovat kiinteäsäteisiä (5,64 m) ja pinta-alaltaan 100 m<sup>2</sup>. Taimikkokoealojen lukumäärä on 9. Varttuneen puuston eli läpimitaltaan yli 50 mm puiden seuranta varten metsikköön perustetaan ympyrän muotoinen keskuskoeala ja neljä ympyrän muotoista apukoealaa, joiden keskipisteet ovat samat kuin neljän uloimman taimikkokoealan keskipisteet.



Varttuneet puut  
( $d 1.3 > 50$  mm)

Keskuskoeara ja neljä apukoearaa, joiden pinta-alat riippuvat puuston ( $d 1.3 > 50$  mm) määrästä:

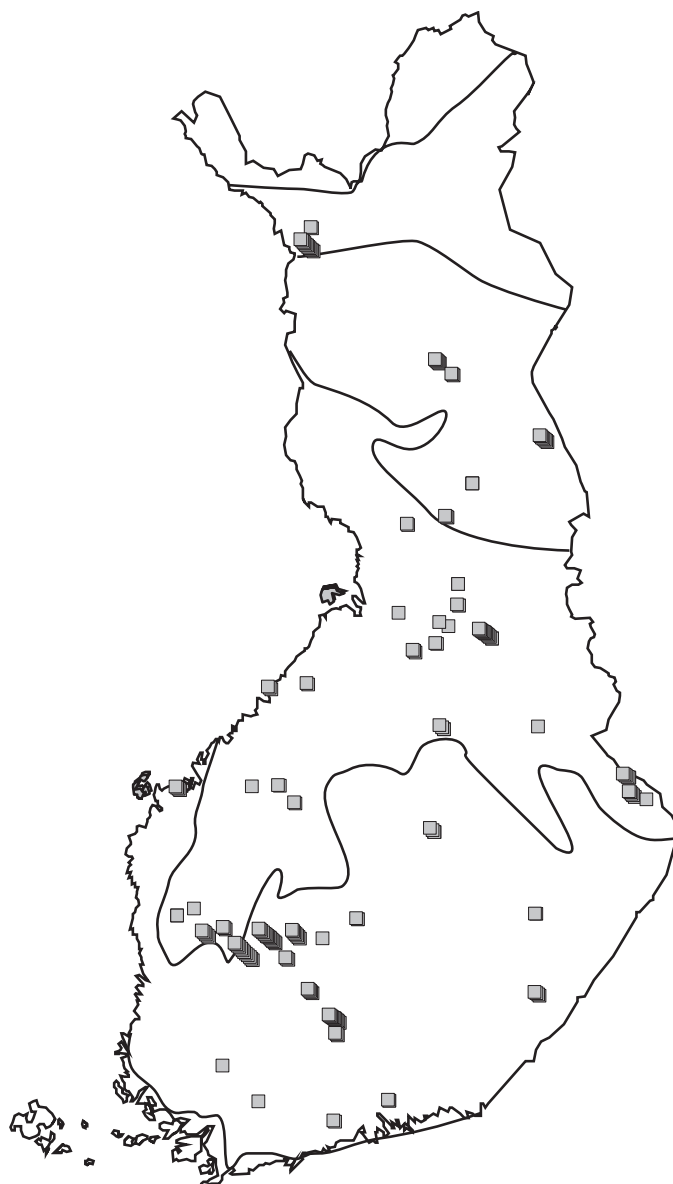
Runko-luku kpl/ha	Keskuskoeara m <sup>2</sup>	Apu-koearat m <sup>2</sup>
>2500	900	180
1000-2500	1600	320
<1000	2500	500



Kuva 1. Koalojen sijoitus metsikköön.

### 4.1.3 Vuoden 1996 loppuun mennessä perustetut koealat

Metsäntutkimuslaitoksen eri toimipisteet ovat yhteistyössä maanomistajien ja luonnonsuojelualueiden haltijoiden kanssa perustaneet koealat kaikkiaan 254:ään luonnontilaisena pysyvään metsikköön Suomessa (kuva 2). Yhteistyössä Karjalan ja Komin tiedekeskusten kanssa koealoja on perustettu myös 17 metsikköön Venäjällä. Vuosittain ja Metsäntutkimuslaitoksen eri toimipaikoittain luonnonsuojelukohteita on perustettu taulukon 3 mukaisesti.



Kuva 2. Luonnontilaisten metsien koeverkosto vuonna 1996.

Taulukko 3. Vuoden 1996 loppuun mennessä perustettujen metsikkökokeiden lukumäärä vuosittain ja Metsäntutkimuslaitoksen toimipaikoittain.

Vuosi	kpl	Toimipaikka	kpl
1990	6	Vantaan tutkimuskeskus	43
1991	3	Joensuun tutkimusasema	36
1992	17	Kannuksen tutkimusasema	26
1993	40	Muhoksen tutkimusasema	49
1994	62	Parkanon tutkimusasema	68
1995	74	Rovaniemen tutkimusasema	32
1996	52		
Yhteensä	254		254

Suomeen perustetuista kokeista yli puolet on tuoreiden ja lehtomaisten kasvupaikkojen kuusivaltaisissa metsissä (taulukko 4). Mäntyvaltaisten metsien painopiste on kuivahkoilla tai kuivilla kankailla, mutta myös reheviä männiköitä sisältyy aineistoon. Koivuvaltaisia metsiä koesarjasta löytyy tällä hetkellä 15 kappaletta eli 6 %, ja mukana on myös kolme paloalueelle perustettua koealaa, joissa ei ollut perustamishetkellä lainkaan eläviä puita.

Taulukko 4. Luonnontilaisten metsien kehitys -tutkimukseen kuuluvien kokeiden lukumäärä kasvupaikkatyypeittäin ja pääpuulajeittain vuoden 1996 lopussa.

Kasvupaikka	Paloalue	Haapa	Koivu	Kuusi	Mänty	Yhteensä
Karukko					6	6
Kuiva					29	29
Kuivahko				7	52	59
Tuore	3	1	9	72	20	105
Lehtomainen			6	39	9	54
Lehto				1		1
Yhteensä	3	1	15	119	116	254

#### 4.1.4 Puuston määrä kokeilla

Aineiston peruslaskenta on tähän mennessä tehty vuoteen 1995 mennessä perustetuista koealoista. Puustoista on laskettu monipuoliset puustotunnukset puulajeittain erikseen elävälle ja kuolleelle puulle. Kuollut puu on jaettu lisäksi pystypuustoon ja maapuuhun.

Kokonaispuuston määrä lisääntyy kasvupaikan rehevöityessä. Lehtomaisilla kasvupaikoilla elävää ja kuollutta puustoa on kokeilla keskimäärin 544 m<sup>3</sup>/ha (taulukko 5). Suurin puuston määrä löytyy lehtomaisista mäntyvaltaisista metsiköistä, keskimäärin 643 m<sup>3</sup>/ha. Puuston määrä vähenee siirryttäessä karummille kasvupaikoille. Tuoreilla kankailla elävän ja kuolleen puuston määrä on keskimäärin lähes 400 m<sup>3</sup>/ha, kuivahkoilla lähes 250 m<sup>3</sup>/ha ja kuivilla kankailla, jotka kaikki ovat mäntyvaltaisia, noin 150 m<sup>3</sup>/ha. Mainittakoon, että mittauksen yh-

teydessä löydettiin tietävästi Suomen korkein kuusi (43,2 metriä) Vesijaon luonnonpuistosta Padasjoelta.

Kuolleen pystypuuston määrä on suurin lehtomaisissa kuusikoissa, keskimäärin 57 m<sup>3</sup>/ha. Sekä kuolleen pystypuuston että maapuiden määrä on yleensä suurin kuusikoissa. Mänty- ja koivuvaltaisten metsiköiden kuolleen puuston määrä jää noin puoleen kuusikoiden vastaavasta.

Taulukko 5. Luonnontilaisten metsien kehitys -tutkimukseen kuuluvien koealojen elävän ja kuolleen puuston keskimääräinen tilavuus puulajeittain ja kasvupaikkatyypeittäin, koealat vuoden 1995 lopussa.

Kasvupaikka	Pääpuulaji				
	Haapa	Koivu	Kuusi	Mänty	Keskiarvo
<b>Elävä ja kuollut puusto, m<sup>3</sup>/ha</b>					
Kuiva				145	145
Kuivahko			206	239	232
Tuore	329	298	418	350	387
Lehtomainen		422	533	643	544
Keskiarvo	329	348	450	278	363
<b>Kuollut pystypuusto, m<sup>3</sup>/ha</b>					
Kuiva				14	14
Kuivahko			15	19	18
Tuore	27	25	44	27	41
Lehtomainen		4	57	17	45
Keskiarvo	27	16	47	19	34
<b>Maapuut, m<sup>3</sup>/ha</b>					
Kuiva				10	10
Kuivahko			18	20	20
Tuore	20	11	26	7	21
Lehtomainen			23	6	21
Keskiarvo	20	11	24	14	19

Puuston runkoluku vaihtelee kokeittain ollen 330–4 200 kpl/ha. Koealojen puustojen runkolukujen keskiarvo on 1 320 puuta/ha. Vaikka vaihtelu runkoluvun suhteen onkin suurta, kasvupaikkatyypittaiset ja pääpuulajittaiset keskimääräiset runkoluvut ovat samansuuruisia, 1 200–1 500 puuta/ha. Eniten puita on koivuvaltaisissa metsiköissä, keskimäärin 1 520 kpl/ha, ja tuoreilla kankailla, keskimäärin 1 400 kpl/ha.

Miltei puolet luonnontilaisten metsien koealojen puustoista on keski-ikältään 100–150-vuotiaita (taulukko 6). Tätä nuorempia puustoja on 25 % ja vanhempia 26 %. Keski-ikältään yli 200-vuotiaita puustoja aineistoon kuuluu tällä hetkellä 8 %.

Taulukko 6. Luonnontilaisten metsien kehitys -tutkimukseen kuuluvien koealojen puustojen ikäluokkajakauma (%), koealat vuoden 1996 lopussa.

Pääpuulaji	1–50 v.	51–100 v.	101–150 v.	151–200 v.	yli 200 v.	Yhteensä
Koivu		4	2	1		7
Kuusi	1	9	25	10	4	49
Mänty	2	9	22	7	4	44
Yhteensä	3	22	49	18	8	100

#### 4.1.5 Kokeiden käyttö

Luonnontilaisten metsien koealojen sijainti- ja puustotiedot julkaistaan myöhemmin siten, että ne ovat aiheesta kiinnostuneiden tutkijaryhmien käytettävissä. Tavoitteena on saattaa koealat mahdollisimman monipuolisen tutkimuksen piiriin. Metsäntutkimuslaitos vastaa koealaverkon ylläpidosta ja lähinnä puustoon kohdistuvista mittauksista. Mikä tahansa muukin luonnontilaisiin metsiin kohdistuva tutkimus on tervetullutta, mikäli se ei vaaranna koemetsien luonnontilaista kehitystä.

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

#### 4.1.6 Luonnontilaisten metsien koeverkoston arviointia

Koeverkoston perustaminen pääsi vauhtiin vuonna 1993, ja neljässä vuodessa tavoitteesta, 450 kokeesta, on perustettu yli puolet. On ilmeistä, että tavoite saavutetaan ennen vuosikymmenen vaihtumista. Tarkoituksena on mitata koealat 10 vuoden välein. Ensimmäisen uusintamittauksen jälkeen koeverkoston arvo tulee lisääntymään suuresti, kun ryhdytään analysoimaan puustoissa 10 vuoden aikana tapahtuneita muutoksia.

Hankkeen evaluointi tehtiin Evon metsäoppilaitoksen opinnäytetyönä (Välimäki 1996). Eräänä evaluoinnin osana haastateltiin viittä koealaverkoston potentiaalista käyttäjää; metsäekologian ja -biologian tutkijoita Metsäntutkimuslaitoksesta, Helsingin yliopistosta ja Suomen ympäristökeskuksesta. Asiantuntijoiden mukaan hanke on arvokas nimenomaan sen laajuuden vuoksi. Hankkeen todellinen arvo tullaan kuitenkin näkemään vasta vuosikymmenten kuluttua. Ongelmaksi nähtiin hankkeen lähteminen liikkeelle suhteellisen kapea-alaisesti puun- tuotannollisista lähtökohdista. Jotta hanke onnistuu, siihen on saatava yhdistettyä eri tieteenalojen tutkijoita. Hanketta tulee markkinoida eri tiedeyhteisöjen piirissä.

## *Lähteet*

Lehto, J. 1969: Käytännön metsätyypit. – Kirjayhtymä, Helsinki. 98 s.

Välimäki, S. 1996: Metsäntutkimuslaitoksen luonnontilaisten metsien kehityshankkeen arviointi. – Opinnäytetyö, Evon metsäoppilaitos. 35 + 3 s.

## *Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta*

Isomäki, A. 2000: Luonnontilaisten metsien kehitys. Metsäntutkimuslaitoksen maan kattava seuranta-alojen verkko. – Teoksessa: Hyppönen, M., Varmola, M. & Poikajärvi, H. (toim.), Paksusammalkuusikot ja niiden uudistaminen. Tutkijoiden ja metsäammattilaisten retkeily Itä-Lapissa 25.–26.8.1999. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 793: 33–39.

—, Niemistö, P. & Varmola, M. 1998: Luonnontilaisten metsien rakenne seurantakoealoilla. – Teoksessa: Annala, E. (toim.), Monimuotoinen metsä, Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 75–86.

Parviainen, J., Päivinen, R., Uuttera, J. & Varmola, M. 1999: Country report: Finland. – Teoksessa: Parviainen, J., Little, D., Doyle, M., O’Sullivan, A., Kettunen, M. & Korhonen, M. (toim.), Research in forest reserves and natural forests in European countries, Country reports for the COST Action E4: Forest Reserves Research Network. EFI Proceedings 16: 83–97.

Varmola, M. 2000: Finland. – Teoksessa: Parviainen, J., Kassioumis, K., Buecking, W., Hochbichler, E., Päivinen, R. & Little, D. (toim.), COST Action E 4: Forest Reserves Research Network, Final Report. WG 1 Annotated Bibliographies. Annotations to Selected Papers on Research in Strict Forest Reserves. S. 261–276.



## 4.2 Saimaannorpan suojelu ja tutkimus

Tero Sipilä  
Metsähallitus

### 4.2.1 Johdanto

Saimaannorppa (*Phoca hispida saimensis*) on endeeminen eläin ja mm. IUCN:n luokituksen mukaan erityisen uhanalainen; sen kanta on maailman uhanalaisin hyljekanta (Reijnders ym. 1993). Vastaavia reliktilajeja ovat myös Laatokan (*P. h. ladogensis*) ja Itämeren (*P. h. botnica*) norpat. Näiden alalajien eriytyminen Jäämeren norppakannasta (*P.h. hispida*) alkoi noin 11 000 vuotta sitten jääkauden loppuvaiheessa (Sauramo 1958). Alalajit erottuvat selvästi morfometrisesti (Hyvärinen & Nieminen 1990, Hyvärinen & Sipilä 1992) sekä kooltaan ja osin myös poikaskarvan värykseltään (Sipilä ym. 1996). Jo erottaessaan alalajit toistaan Nordquist (1899) totesi, että kyse on eri eläinkannoista, vaikka biologinen lajiutumisen ei ole ehtinyt vielä tapahtua. Virallisesti käytetäänkin saimaanhylje nimitystä, joka korostaa populaation eristyneisyyttä ja ainutlaatuisuutta. Ensimmäisten alalajien joukossa saimaanhylje liitettiin kansainväliseen punaiseen kirjaan (IUCN 1966), samoin se on mukana erityisen uhanalaisena taksonina Yhdysvaltojen ulkomaankauppaministeriön Federal Registerissä (Anonyymi 1993).

### 4.2.2 Saimaannorppakannan seuranta ja kehitys

Saimaannorppa on sopeutunut poikkeukselliseen ympäristöön: järvioltaaseen. Kannalla on norpaksi poikkeava lisääntymishabitaatti, rantakinosis (vrt. McLaren 1958, Smith & Striling 1975, Sipilä 1990). Kannan seuranta Saimaalla perustuu lisääntymistuloksen seurantaan, vuosittaiseen pesinnän onnistumisen seurantaan ja kuolleisuustietojen keräämiseen (Sipilä ym. 1990). Nykyisin kannan tilaa seurataan vuosittain elinaluekohtaisesti (Sipilä 1991, Sipilä ym. 1995), kuten IUCN:n Lajien suojelukomissio on suositellut (Reijnders ym. 1993).

Alkuperäiseksi kannan kooksi on arvoitu 2 000–4 000 norppaa, mikä vastaa 0,5–1 eläimen tiheyttä neliökilometriä kohden (Hyvärinen & Sipilä 1992). Vuosisadan alussa lähes koko Saimaa oli vielä norppien elinalueena (Sipilä 1994), ja tuolloin kannan koko oli takautuvien laskelmien mukaan 100–1300 yksilöä (Kokko ym. 1999). Vuonna 1966 norppia arvioitiin olevan n. 250, ehkä jopa 400 (Sipilä 1992). Pienimmillään kanta oli n. 180 yksilöä 1980-luvulla, ja vuonna 1996 kanta on noin 200 eläintä ja vuosisyntyvyys n. 36–40 kuuttia (taulukko 1). Kannan ikärakenne on vääristynyt: noin puolet norpista on sukukypsiä, ja nuorten norppien osuus on luontaista vähäisempi (Sipilä ym. 1995). Kuolleisuustietojen mukaan laskettuna jaksolla 1982–1995 saimaannorppakannan kasvukerroin on vain 1,0063 (Kokko ym. 1997), kun luontainen kasvukerroin norppakannalle on noin 1,12 (Smith 1973). Nykyisin arvioidaan joka toisen syntyvän poikasen saavuttavan sukukypsyyden ja kannan olevan hitaassa kasvussa (Sipilä ym. 1995).

Taulukko 1. Saimaannorpan todettu lisääntymistulos vuosina 1995 ja 1996, kannan rakenteesta arvioitu keskimääräinen lisääntymistulos ja kannan kehityssuunta vuosina 1986–1996 eri lisääntymisalueilla.

Lisääntymisalue	1995	1996	Arvioitu	Norppien määrä 1986–1996
Pyhäselkä	1	0	1,6	vähentynyt
Orivesi	1–2	1–2	2,0	muuttumaton
Pyyvesi–Enonv.	0	1	0,6	muuttumaton
Joutenvesi	4	2	4,0	muuttumaton
Kolovesi	2	4	3,6	kasvanut
Haukivesi	10	8	10,0	kasvanut
Pihlajavesi	12	10	11,5	kasvanut
Tolvanselkä	1	1	0,8	muuttumaton
Katosselkä	3	1	2,4	kasvanut
Lietvesi	0–1	0,8	0	muuttumaton
Petrans.–Pajusaarens.	1	1	2,4	kasvanut
Ilkonselkä	0	0	0	vähentynyt
Koko Saimaa	36–38	29–31	39,7	hieman kasvanut

### 4.2.3 Saimaannorppakantaa uhkaavat tekijät

Norppa on sopeutunut järviympäristöön hyvin, eikä tutkimuksissa ole todettu luontaisia tekijöitä, jotka aiheuttaisivat kannan uhanalaisuuden (mm. Järvinen & Varvio 1985, Hyvärinen & Sipilä 1983, 1992). Kaikki todetut uhanalaisuutta aiheuttavat tekijät johtuvat ihmistoiminnasta (mm. Sipilä 1983, 1991, 1992). Saimaannorppakantaa uhkaavat tekijät voidaan jakaa kahteen ryhmään: poikkeuksellista kuolleisuutta aiheuttaviin sekä lisääntymistä ehkäiseviin tai lisääntymishabitaattia vähentäviin tekijöihin.

#### 4.2.3.1 Lisääntymisalueiden tuhoutuminen

Saimaannorppa synnyttää helmikuun lopulla rantakinoksessa olevaan pesään yhden poikasen (Sipilä 1990). Norppa saavuttaa sukukypsyyden 5–6-vuotiaana, jolloin sen synnytystodennäköisyys on 70–80 % (Sipilä ym. 1990, 1995). Emä imettää poikasta vain 7–9 viikkoa, jona aikana poikanen kasvaa noin viiden kilon synnytyspainosta yli 20-kiloiseksi.

Norppien viimeiset lisääntymisalueet sijaitsevat mahdollisimman kaukana talviaikaisista häiriölähteistä, ja norpalla on käytössään enää n. 15 % potentiaalisesta lisääntymishabitaatista. Talviaikainen häiriö aiheuttaa keskenmenoja, synnytyksien epäonnistumisia ja muuta poikasten pesäkuolleisuutta. Häiriö aiheuttaa myös imetyksen epäonnistumista, jolloin poikanen vieroitetaan alipainoisena, mikä lisää poikasen riskiä kuolla kalanpyydyksiin (mm. Sipilä 1990, 1991, 1992, 1996). Todennäköisesti evoluution aikana norpille on jääkarhujen (*Thalarctos maritimus*) ja naalien (*Alopex lagopus*) aiheuttaman saalistuspaineen vuoksi kehittynyt vaistotoiminta karttaa pesään kohdistuvaa häiriötä. Kun norppa kuulee häiriöään lisääntymisaikana, se pakosukeltaa pesäavantoon. Tällöin kuutti voi

vaistomaisesti seurata emää veteen tai muutoin kastua, mikä aiheuttaa pienen poikasen paleltumisen. Kesäaikaan osin kesyltä vaikuttava saimaannorppa on pesimäaikaan hyvin arka häiriölle.

Rantarakentaminen muuttaa pysyvästi saimaannorpan lisääntymisalueiden käyttömuotoja siten, että norpan lisääntyminen ei onnistu (mm. Sipilä & Hyvärinen 1988, Sipilä 1991). Saimaannorpan lisääntymisalueille ja niiden välittömään läheisyyteen on eriasteisin kaavoin suunniteltu rakennettavaksi vähintään 5 000 uutta rantarakennusta.

Talviaikainen pesimäalueilla liikkuminen, lähinnä moottorikelkailu, häiritsee lisääntymistä. 1980-luvulla Saimaalla todettiin ns. luontaiseksi pesäpoikaskuolevuudeksi noin 7 % syntyneistä (Sipilä 1992), mutta 1990-luvun alkupuolella se on ollut 10–20 %. 1990-luvulla osa kuuttien kuolinsyistä on johtunut ulkoisesta väkivallasta mm. kallon rikkoontumisista ja puristuksen aiheuttamista sisäisistä verenvuodoista. Näiden syynä on todennäköisesti voimakas ihmisen aiheuttama häiriö (Sipilä ym. 1995).

Saimaan talviaikainen vedenpinnan muutos rikkoo rantajäitä ja niillä sijaitsevia pesiä. 1980-luvulla talviaikaiset poikkeusjuoksutukset aiheuttivat vuosittain 30–40 % pesäpoikaskuolevuuden (mm. Sipilä 1988, 1989a, 1992). Talvella 1995–1996 Saimaan vedenpinta aleni luontaisesti ja aiheutti pesätuhoja ja noin 50 %:n poikaskuolleisuuden. Ilmeisesti Saimaan vedenpinnan luontainen vaihtelu onkin ollut yksi kannan kokoa säätelevä tekijä ja vastannut jääkarhun ja naalin aiheuttaman saalistuspaineen vaikutusta Jäämeren norppakantaan.

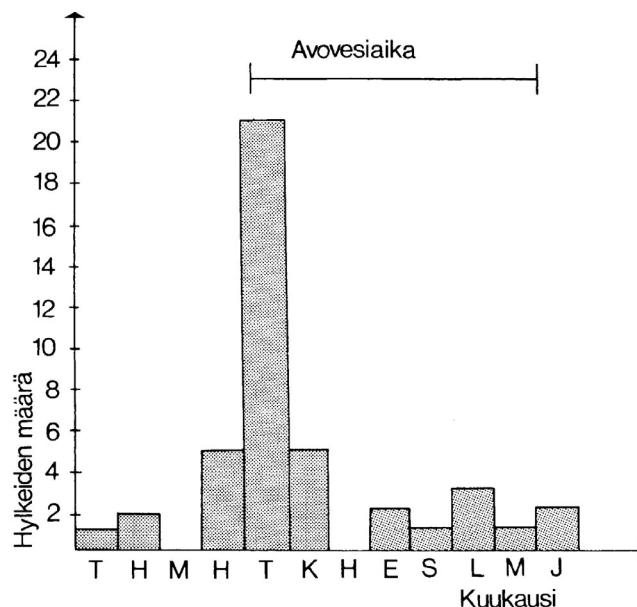
Todennäköisesti myös elohopea aiheutti synnytyskuolevuutta 1970-luvulla. Enää 1980-luvulla ei voitu osoittaa suoraa yhteyttä raskasmetallipitoisuuksien ja synnytyskuolleisuuden välillä (Kari & Kauranen 1978, Hyvärinen & Sipilä 1984). Rasvaliukoisten myrkkujen, mm. DDT- ja PCB-yhdisteiden, on todettu vaikuttavan hylkeiden lisääntymiseen (mm. Helle 1980). Saimaalla norppien kudoksista on mitattu vain poikkeuksellisesti korkeita PCB-pitoisuuksia ja rasvaliukoiset yhdisteet eivät haittaa kannan lisääntymistä (Helle ym. 1983, 1985, Hyvärinen & Sipilä 1992).

#### **4.2.3.2 Kalastuskuolleisuus**

Saimaannorppien 2–5 kuukauden ikäinen vieroitettu poikanen takertuu ja hukkuu kalaverkkoon erittäin helposti. 1980-luvun alkupuolella arviolta 70–80 % poikasista kuoli ensimmäisen elinvuoden aikana, pääosin kalaverkkoihin. Vuosina 1962–1982 todetuista poikasten verkkokuolemista suurin osa tapahtui huhtikuussa (kuva 1) (Hyvärinen & Sipilä 1983).

Uutena uhkana kannalle ovat aikuisia hylkeitä pyytävät kalanpyydöt mm. vanhat verkot, täkykoukkupydykset ja suuret rysä- tai paunettimalliset loukkupydykset. Hitaasti lisääntyvä kanta pienenee kaikkein nopeimmin, kun siitä poistaa sukukypsiä eläimiä (mm. Goodman 1978, Durant & Harwood 1992). Ny-

kyisin vankkoihin pyydyksiin kuolee ennenaikaisesti 1–3 norppaa vuosittain, ja jos aikuisten vuosikuolleisuus nousee 3–5 yksilöön, niin kanta alkaa jälleen pienentyä (Sipilä 1995).



Kuva 1. Alle vuoden ikäisten saimaannorppien tiedossa olevien kalanpyydyksiin hukkumisten kuukausijaukauma vuosina 1962–1982, ennen suojelutoiminnan alkamista.

#### 4.2.4 Saimaannorpan suojelu ja lainsäädäntö

Saimaannorpan suojelu on mahdollista, koska kantaa uhkaavien tekijöiden vaikutusvoimakkuuksia voidaan ihmistoimin säännellä ja koska luonnonympäristö tai evolutiiviset tekijät eivät uhkaa kantaa (mm. Järvinen & Varvio 1985, Sipilä 1991, 1992, Hyvärinen & Sipilä 1992).

Rantarakentamisen ja jäällä liikkumisen määrän kasvun vuoksi norpalle sopivaa lisääntymisaluetta tulee säilymään vain eriasteisilla suojelualueilla (mm. Sipilä 1989b, 1991, 1992). Nykyisin elinalueella on kaksi kansallispuistoa, Linnansaari ja Kolovesi, joiden alueella syntyy noin 25 % norpan poikasista. Tosin Haukiveden ja Koloveden vesialueet eivät kuulu kansallispuistoihin. Lisääntymisalueista n. 70 % kuuluu valtakunnalliseen rantojensuojeluohjelmaan (Heikkilä & Heikkinen 1993), ja kaikkia lisääntymisalueita on esitetty mukaan Euroopan unionin Natura 2000 -ohjelmaan. Aluesuojelu sopii hyvin Saimaalle, koska norpan on todettu pesivän vuosi vuoden jälkeen samoilla alueilla, jopa samoilla paikoilla (Sipilä 1990, 1992) ja myös avovesiaikaan liikkuvan melko suppealla alueella (Koskela ym. 2001).

Norpan lisääntymis- ja elinalueista on muodostunut Saimaalla eritasoisten suojelualueiden verkko suppeista säästiöistä alueisiin, joilla suojelukeinona on kalastamisen osittainen rajoittaminen. Lisääntymisalueita ei voidakaan suojata vain luonnonsuojelulain nojalla vaan suojelu perustuu useamman lain käyttöön.

Laki rakennuslain muuttamisesta (1990/696) määrittelee, että kaavoituksen on tuettava kestävää kehitystä. Yleiskaavoituksessa pyritään pääsääntöisesti siirtämään rakentaminen saimaannorpan esiintymisalueilta muualle tai esitetään niillä olevan rakennusoikeuden korvaamista luonnonsuojelulain nojalla. Rakennuslaki tukee lisääntymisalueiden säilymistä, mutta usein ongelmana on kaavojen ja maanomistuksen pienialaisuus. Kaavojen sisällä vain pieni osa rakennusoikeudesta voidaan siirtää norpan kannalta haitattomille alueille, ja lain mukaiseen rantakaavaan ei edes voida merkitä korvattavia rakennuspaikkoja. Rakennuslain mukaisia toimia onkin lähes poikkeuksetta täydennettävä luonnonsuojelulain mukaisin korvauksin, ostoin tai lunastuksin.

Vesialueiden rakentamista säätelevän vesilain (Vesilaki 1994) nojalla on vesioikeuden päätöksillä mm. estetty yhden pengertien rakentaminen norpan lisääntymissaaristossa ja ohjattu pengerlaiturien rakentamista.

Lisääntymisrauhaa voidaan turvata myös maastoliikennelain (1995/1710) nojalla, joka nykymuodossaan mahdollistaa moottoriajoneuvojen käytön kieltämisen, rajoittamisen ja ohjaamisen myös jääpeitteisellä alueella. Rajoituksin pesimäalueille voidaan palauttaa talvinen lisääntymisrauha. Vastaavasti veneilyä on voidaan tarvittaessa rajoittaa norppien esiintymisalueella vesiliikennelain (1996/463) nojalla. Veneilyn rajoittamista tarvitaan vain kesäaikaisten makuurantojen käytön turvaamiseen ja norpan luontaisen käyttäytymisen säilymiseen suppeilla alueilla (esim. Kolovesi ja Katosselkä). Edellä mainittujen lakien avulla voidaan täydentää rakennus- ja luonnonsuojelulain avulla saatua suojaa.

Saimaannorppa viettää elinajastaan 40–80 % veden alla (Hyvärinen ym. 1995), ja kannan säilyttämiseksi on vesialueiden luonnontilan säilyttäminen tärkeää. Keskeinen suojelukeino perustuukin kalastuslakiin (1982/286). Lisääntymisalueilla vesialueen omistajien tai haltijoiden kanssa on kirjallisesti sovittu, että vesialueella ei kalasteta verkoilla ja muilla norpille vaarallisilla pyydyksillä ajalla 15.4.–30.6. Sopimuksen perusteella valtio (Metsähallituksen luonnonsuojelu) maksaa vesialueesta vuokraa ja saa rajoitusajaksi valvontaoikeuden. Jo ensimmäiset pienialaiset kalastusrajoitukset 15.4.–30.6. alensivat poikasten verkkoihin hukkumisriskiä n. 10 % vuosina 1982–1984 (Sipilä ym. 1990). Vuonna 1996 alueiden yhteispinta ala oli 285 km<sup>2</sup> ja niistä maksettiin korvausta noin 240 000 mk. Nykyisin noin 50 % poikasista syntyy k.o. alueilla ja vuosittain hukkuu kalanpyydyksiin 2–4 poikasta. Tällä suojelukeinolla on kannan pienentyminen saatu pysäytettyä ja kanta hitaasti kasvamaan. Kalastuslakia muutettiin vuonna 1996 (1996/526), jotta norppien elinalueilla voidaan kieltää aikuisia norppia tappavien kalanpyydysten käyttö.

Saimaannorppien pesintää häiritsevät poikkeusjuoksutukset loppuivat vuonna 1991, jolloin muutettiin lakia Neuvostoliiton kanssa Saimaan ja Vuoksen juoksu-säännöstä tehdyn sopimuksen eräiden määräysten hyväksymisestä sekä sopimuksen soveltamisesta (1991/1331). Tuolloin Saimaan säännöstelyn mahdollisuudet alivesien ja tulvien osalta helpottuivat ja uusi laki sekä asetus (1991/1332) mahdollistivat norpan pesimäolojen vakauden huomioimisen säännöstelyssä.

Suojelu perustuu ekologiseen tutkimukseen mutta on laajaa yhteiskunnallista toimintaa, koska suojelussa keskitytään uhkien torjuntaan, jotka kaikki johtuvat ihmistoiminnan vaikutuksista. Saimaannorpan suojelun yhteiskunnallisista vaikutuksesta esimerkki oli ympäristöministeriön nimittämä Pihlajavesityöryhmä (1995), joka pyrki sovittamaan kaikki alueelle suunnitellut toimet siten, että niiden toteutuminen ei uhkaa norppakantaa Pihlajaveden lisääntymisalueella. Työryhmä sai jatkajakseen ympäristöministeriön nimeämän Pihlajaveden suojelun ja kehittämisen ohjausryhmän, jossa olivat mukana alueen kunnat, ympäristökeskus, ympäristöministeriö, Metsähallitus, läänin liitto, luonnonsuojelujärjestö jne. Ryhmä ohjasi 21 erilaista kehittämishanketta Pihlajaveden alueella työryhmämietinnön mukaisesti. Ohjausryhmä sai työnsä valmiiksi vuonna 1998.

#### **4.2.5 Suojelu ja tutkimus**

Kantaan kohdistuvien uhkien ja niiden vaikutusmekanismien selvittäminen on osin tieteellistä perustutkimusta. Luonnontieteiden osuus uhanalaisten lajien suojelussa on useimmiten kannan tilan selvittämistä ja osin jopa sopivien tutkimusmenetelmien luomista (mm. Pulliam & Babbitt 1997). Suojelubiologian periaatteiden (mm. Soule 1986, 1987, Kaufman 1986) mukaan soveltava tutkimus on myös tukenut esityksiä lainsäädännön kehittämistä.

Nykyisin suurin osa seurantaan liittyvistä tutkimuksista ohjautuu hallinnon tarpeen mukaan, jolloin tutkimuksilla selvitetään eri toimien vaikutuksia norppakantaan tai sen suojeluun. Saimaannorpan suojelun kannalta on nykyisin oleellisempaa pystyä tieteellisesti arvioimaan suojelun panos-tuotos-suhdetta kuin selvittää yksityiskohtaisen tarkasti kannan kehitykseen vaikuttavia ekologisia tekijöitä, koska tutkimusten mukaan uhkatekijät aiheutuvat yksinomaan melko suorista ihmistoiminnan vaikutuksista.

Uhanalaisen lajin suojelun perustaksi mielletään usein suojeluohjelma, joka saimaannorpalle on tehty Suomen WWF:n toimesta vain alueellisten tavoitteiden osalta (Sipilä 1991). Yleensä hyljekannoille tehtyt suojeluohjelmat ovat hyvinkin laajoja katsauksia kannan ja sen elinympäristön ekologisesta tilasta sisältäen aika lyhyesti keskeiset suojelutoimet tai suojelustrategian (mm. NMFS 1992, 1993, Hoover-Miller 1994, Ragen 1993, Gilmartin 1993). Saimaannorpan suojelua ohjaa suojelustrategia, jossa on tutkimuksen avulla määritelty suojelun tavoite sekä osatavoitteita ja käytettävät suojelukeinot.

Perinteinen hallintojako suojele- ja tutkimusyksiköihin hidastaa soveltavan, suojelebiologisen työtavan kehittymistä. Luontaista synergiaa voidaan kuitenkin saada verkostumisen kautta sekä kehittämällä suojeleuyksiköiden valmiutta tutkimukseen ja etenkin tutkimuksien arviointiin. Suojelebiologisessa työssä tarvitaan ekologisen tutkimuksen teoreettista hallitsemista sekä kansainvälistä alan tutkimuksen tuntemusta. Suomessa yliopistollista tutkimusta ohjaavat melko vankasti tulostavoitteet, jotka painottavat suoritettujen tutkintojen määrää, ja vastaavasti tutkimusta arvioidaan vain tieteellisin kriteerein. Suojelebiologinen tutkimus on harvoin tieteellisesti palkitsevaa, tiedehallinnon edellyttämiä tuloksia tuottavaa. Suojelebiologisen työn onnistumiseksi suojelestrategia onkin välttämätön. Sen avulla voidaan suojelettavan lajin tai alueen tilan mukaan arvioida tutkimuksen panos-tuotos-suhdetta suojelelun kannalta ja ohjata niukkojen voimavarojen kohdentamista.

Saimaannorpan suojele jakautuu selkeästi kannan suuruuden ja tilan sekä elinympäristön seurantaan sekä useampiin tutkimusprojekteihin, joilla selvitetään yksityiskohtaisesti taksonin biologiaa ja ekologiaa. Näitä tutkimushankkeita on tehty ja on meneillään pesimäbiologiasta, kalanpyydyskuolleisuudesta, ympäristömyrkyistä, rasva-aineiden laadusta, aistifysiologiasta, rantamakuu -käyttäytymisestä, äänistä, ravinnosta, kannan rakenteesta, suojelelun ennustettavuudesta jne. Saimaannorpan suojele on nykyisin verkostunutta toimintaa, jossa on mukana suojele- ja tutkimusyksiköitä. Suojelele panostaa välttämättömään kehittämistutkimukseen suojelelun tarpeen eli strategian mukaan ja samalla muu tieteellinen tutkimus tukee suojelelun kehittymistä.

### *Lähteet*

- Anonyymi 1993: Saimaa seal. – Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Federal Register 58(86): 26920–267921.
- Asetus Neuvostoliiton kanssa Saimaan ja Vuoksen juoksutussäännöstä tehdyn sopimuksen voimaansaattamisesta ja sopimuksen eräiden määräysten hyväksymisestä sekä sopimuksen soveltamisesta annetun lain voimaantuloista 8.11.1991/1332.
- Durant, S. M. & Harwood, J. 1992: Assessment of monitoring and management strategies for local populations of the Mediterranean monk seal *Monachus Monachus*. – *Biological Conservation* 61: 81–92.
- Gilmartin, W. G., 1993: Hawaiian monk seal work plan, fiscal years 1994–96. – Käsikirjoitus, Southwest Fish. Sci. Center, Administrative Report H-93-16 Southwest Fish. Sci. Center, Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA, 2570 Dole street, Honolulu Hawaii 96822-2396. 23 s.
- Goodman, D. S. 1978: Management implications of the mathematical demography of long lived animals. – U. S. Dept. Commerce, NTIS PB-289678. 80 s.

- Heikkilä, T. & Heikkinen, I. 1993: Rantojensuojeluohjelman alueet. –Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Selvitys 97. 141 s.
- Helle, E. 1980: Reproduction, size and structure of the Baltic ringed seal population of the Bothnian Bay. – Acta Universitatis Ouluensis, series A Scientiarum rerum naturalium No 106, Biologica No 11. University of Oulu, Oulu. 47 s.
- , Hyvärinen, H., Pyysalo, S. & Wickström, K. 1983: Levels of organochlorine compounds in an inland seal population in Eastern Finland. – Marine Pollution Bulletin 14(7): 256–260.
- , Hyvärinen, H. & Stenman, O. 1985: PCB and DDT levels in the Baltic and Saimaa seal populations. – Finnish Game Research 44: 63–68.
- Hoover-Miller, A. A. 1994: Harbor seal (*Phoca vitulina*) biology and management in Alaska. – Mar. Mammal Com., 1825 Connecticut Av., N. W. Washington, D. C. 20009, C. Num. T75134749. 45 s.
- Hyvärinen, H. & Nieminen, M. 1990: Differentiation of the ringed seal in the Baltic Sea, Lake Ladoga and Lake Saimaa. – Finnish Game Research 47: 21–27.
- & Sipilä, T. 1983: Häviääkö saimaanhylje? – Tiede 2000 3(6): 26–32.
- & Sipilä, T. 1984: Heavy metals and high pup mortality in the Saimaa ringed seal population in Eastern Finland. – Marine Pollution Bulletin 15(9): 335–337.
- & Sipilä, T. 1992: Saimaannorppa *Phoca (Pusa) hispida saimensis*. – Teoksessa: Elo, U. (toim.), Maailman uhanalaiset eläimet, Suomi. Weiling & Göös, Vantaa. S. 68–71
- , Hämäläinen, E. & Kunnasranta, M. 1995: Diving behaviour of the Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis* Nordq.). – Marine Mammal Science 11(3): 324–334.
- IUCN 1966: Saimaa seal. – Teoksessa: Simon, N. (toim.), Red Data Book, Vol. 1. Mammalia. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Survival Service Commission, Lausanne, Switzerland.
- Järvinen, O., & Varvio, S.-L. 1985: Proneness to extinction of small populations of seals: demographic and genetic stochasticity vs. environmental stress. – Finnish Game Research 44: 6–18.
- Kalastuslaki 16.4.1982/286.



- Kari, T. & Kauranen, P. 1978: Mercury and selenium contents of seals from brackish water in Finland. – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 18: 273–280.
- Kaufman, L. 1986: Why the ark is sinking. – Teoksessa: Kaufman, L. & Mallory, K. (toim.), *The last extinction*. The MIT Press, Cambridge. S. 1–42
- Kokko, H., Lindström, J., Ranta, E., Sipilä, T. & Koskela, J. 1997: Population subdivision squanders individuals: Estimating the demographic effective population size of the Saimaa ringed seal. – *Käsikirjoitus, Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos, Helsinki*. 12 s.
- , Helle, E., Lindström, J., Ranta, E., Sipilä, T. & Courchamp, F. 1999: Backcasting population sizes of ringed and greyseals in the Baltic and Lake Saimaa during the 20th century. – *Annales Zoologici Fennici* 36: 65–73.
- Koskela, J. T., Kunnasranta, M., Hämäläinen, E. & Hyvärinen, H. 2001: Movements and use of haul-out sites of radio tagged Saimaa ringed seals (*Phoca hispida saimensis* Nordg.). – *Annales Zoologici Fennici* 39 (hyväksytty).
- Laki kalastuslain muuttamisesta 12.7.1996/526.
- Laki Neuvostoliiton kanssa Saimaan ja Vuoksen jouksutussäännöstä tehdyn sopimuksen eräiden määräysten hyväksymisestä sekä sopimuksen soveltamisesta 27.3.1991/1331.
- Laki rakennuslain muuttamisesta 17.8.1990/696.
- Maastoliikennelaki 22.12.1995/1710.
- McLaren, I. A. 1958: The Biology of the Ringed Seal (*Phoca hispida* Schreber) in the Eastern Canadian Arctic. – *Fisheries Research Board of Canada Bulletin* No 118. 97 s.
- NMFS 1992: Final Recovery Plan for Steller Sea Lions (*Eumetobias jubatus*). – *Nat. Mar. Fish. Serv. Silver Spring, Maryland*. 92 s.
- 1993: Final conservation plan for the northern fur seal (*Callorhinus ursinus*) – *Nat. Mar, Fish. Serv., Nat. Mar. Mammal Lab./Alaska Fish. Sci. Center, Washington & Of. Prot. Res./ Nat. Mar. Fish. Serv. Silver Spring, Maryland*. 80 s.
- Nordquist, O. 1899: Beitrag zur Kenntniss der isolierten Formen der Ringelrobbe (*Phoca foetida* Fabr.). – *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 15: 1–43.
- Pihlajavesityöryhmä 1995: Pihlajavesityöryhmän mietintö. – *Ympäristöministeriö, alueiden käytön osasto, Työryhmän raportti 2/1995*. 90 s.

- Pulliam, R. H. & Babbit, B. 1997: Science and the protection of endangered species. – *Science* 275(24): 499–500.
- Ragen, T. J. 1993: Satus of the Hawaiian monk seal in 1992. – Käsikirjoitus, Honolulu Lab. Southwest Fish. Sci. Center, Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA, 2570 Dole street, Honolulu Hawaii 96822-2396. 79 s.
- Reijnders P., Brasseur, S., van der Toorn, J., van der Wolf, P., Boyd, I., Harwood, J., Lavigne, D. & Lowry, L. 1993: Status survey and conservation action plan seals, fur seals, sea lions and walrus. – The world conservation union IUCN, Gland Switzerland. 88 s.
- Sauramo, M. 1958: Die Geschichteder Ostsee. – *Annales Academiae Scientiarum Fennicae Series A III* 51. 522 s.
- Sipilä, T. 1983: Saimaanhyljetutkimus, tutkimusraportti 1981–82. – Pro Gradu tutkielma, Joensuun korkeakoulu, biologian laitoksen kirjasto. 68 s. + 3 liit.
- 1988: The influence of water level changes on the breeding of the Saimaa seal. – Abstractbook, XI Nordic congress on Game Research, 5.–9. Sep. 1988, Espoo, Finland. Finnish Game. Fis. Res. Helsinki. S. 57.
- 1989a: Säännöstely syö Saimaan ja norpan. – *Pohjois-Karjalan Luonto* 17(1): 6–7.
- 1989b: The very endangered Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis*) will be reserved in reservation areas. – Abstract, Eight biennial conference on the biology of marine mammals, Dec. 7–11. 1989, Monterey, California. Society for Marine Mamalogy. S. 67.
- 1990: Lair structure and breeding habitat of the Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis* Nordq.) in Finland. – *Finnish Game Research* 47: 11–20.
- 1991: Saimaanhyljealueiden suojelutavoitteet. – *Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston raportteja N:o 5*. 82 s.
- 1992: Saimaannorpan (*Phoca hispida saimensis* Nordq.) pesintä-, populaatio- ja suojelubiologiasta. – *Lisensiaatintutkimus, Joensuun yliopisto, biologian laitoksen kirjasto*. 45 s. + 4 liitejulk.
- 1994: Saimaannorppa, alkuperäinen savolainen. – Teoksessa: Tahvanainen, P. (toim.), *Ympäristön tila Mikkelin läänissä. Vesi ja ympäristöhallitus*, Helsinki. S. 91–94.
- 1995: Verkkokalastuksen rajoitukset ovat säilyttäneet saimaannorpat. – *Saimaan Luonto* 11(1): 9–11.

- 1996: Saimaannorppa yhä sukupuuton rajalla. – Saimaan Luonto 12(1): 36–39.
  - & Hyvärinen, H. 1988: Saimaannorpilla on toivoa – aktiivinen suojelu tehoaa. – Suomen Luonto 47(4): 21–25.
  - , Helle, E. & Hyvärinen, H. 1990: Distribution, population size and productivity of the Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis* Nordq.) in Finland 1980–84. – Finnish Game Research 47: 3–10.
  - , Koskela, J. T., Hyvärinen, H. & Stenman, O. 1995: Population structure and conservation of Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis* Nordq.). – Abstract, 11th Biennial. Conference on the Biology of Marine Mammals 14–18 Dec. 1995 Orlando, Florida. Society for Marine Mammalogy. S. 106.
  - , Hyvärinen, H. & Medvedev, N. 1996: The Ladoga seal (*Phoca hispida ladogensis* Nordq.). – Hydrobiologia 322: 192–198.
- Smith, T. G. 1973: Population dynamics of the Ringed Seal in the Canadian Eastern Arctic. – Journal of the Fisheries Research Board of Canada 181. 55 s.
- & Striling, I. 1975: The breeding habitat of the ringed seal (*Phoca hispida*). The birth lair and associated structures. – Canadian Journal of Zoology 53: 1297–1305.
- Soule, M. E. 1986: Conservation biology and the "Real World". – Teoksessa: Soule, M. E. (toim.), Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. S. 1–12.
- 1987: Where do we go from here? – Teoksessa: Soule, M. E. (toim.), Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge. S. 175–184.
- Vesilaki 1994: Lakikokoelma. – Painatuskeskus, Helsinki. 196 s.
- Vesiliikennelaki 20.6.1996 / 463

### ***Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta***

- Hyvärinen, H., Sipilä, T., Kunnasranta, M. & Koskela, J. 1998: Mercury pollution and the Saimaa Ringed Seal (*Phoca hispida saimensis*). – Marine Pollution Bulletin 36(1): 76–81.
- Kokko, H., Lindström, J., Ranta, E., Sipilä, T. & Koskela, J. 1998: Estimating the demographic effective population size of the Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis* Norq.) – Animal Conservation 1998/1: 47–54.

- Kunnasranta, M., Hyvärinen, H., Sipilä, T. & Koskela, J. T. 1999: The diet of the Saimaa ringed seal *Phoca hispida saimensis* – *Acta Theriologica* 44(4): 443–450.
- Sipilä, T. & Hyvärinen, H. 1998: Status and biology of Saimaa (*Phoca hispida saimensis*) and Ladoga (*Phoca hispida ladogensis*) ringed seals. – Teoksessa: Lydersen, C. & Heide-Jørgensen, M.-P. (toim.), Ringed seals in the North Atlantic. NAMMCO Scientific Publications, Volume 1. North Atlantic Marine Mammal Commission, NAMCO, Tromsø. S. 83–99.
- Wilson, S. C., Mo, G. & Sipilä, T. 2001: Legal protection for seals in small populations in European Community and Mediterranean coastal waters. – *Mammalia* (hyväksytty).

## 4.3 Biotooppikartoituksen menetelmä ja biotooppien luokittelu

Heikki Eeronheimo  
Metsähallitus

### 4.3.1 Johdanto

Luonnonsuojelualueiden luonnosta tarvitaan tietoa moneen käyttöön. Paikallisesti, tietyn suojelualan tarpeisiin, tarvitaan monesti hyvinkin yksityiskohtaista tietoa esimerkiksi lettojen tai aiemmin metsätalouksikäytössä olleiden alueiden sijainnista tai tietyn kohteen ominaisuuksista. Metsähallituksen luonnonsuojelun alueyksiköt voivat tarvita tietoa esimerkiksi suojeltujen lettojen määrästä tietyssä kunnassa tai koko toiminta-alueellaan. Valtakunnallisella ja kansainvälisellä tasolla tarvitaan yhteenvetotietoja suojeltujen luontotyyppien määrästä koko Suomessa tai tietyllä alueella. Useimmiten tietotarpeet kohdistuvat luontotyyppihin, niiden luonnontilaisuuteen, puuston määrään ja pääryhmiin (metsä-, kitu- ja joutomaat). Tietoja käytetään mm. alueiden kuvaamiseen ja niiden keskinäiseen vertailuun, suojelualan edustavuuden selvittämiseen sekä hoidon ja käytön suunnitteluun.

Lähes kaikilta Metsähallituksen hallinnassa olevilta mailta on käytettävissä metsänarviointitiedot. Niitä voidaan päivittää ja raportoida tietojärjestelmän avulla. Metsänarviointitietojen puutteena on luontotyyppien luokittelun liiallinen suurpiirteisyys kitu- ja joutomailla sekä osin puutteellinen tehtyjen toimenpiteiden raportointi. Metsähallitus on vuodesta 1981 alkaen tehnyt kansallispuistoissa kasvillisuuskartoituksia (Toivonen & Leivo 1993). Nämä ovat tuoneet tarkempaa tietoa kitu- ja joutomaiden kasvupaikoista. Alkuvaiheessa ja osin vielä nykyäänkin työtä on hankaloittanut yhtenäisen kasvillisuusluokittelun puuttuminen. Tähän on saatu huomattava parannus, kun Toivonen ja Leivo (1993) julkaisivat kattavan kasvillisuusluokituksen. Toinen kasvillisuuskartoitusten puute on ollut yhtenäisen tietosisällön puuttuminen. Tässäkin suhteessa on edistytty hieman, kun Leivon (1994) toimittama biotooppi- ja kasvillisuuskartoituksen ohje otettiin Metsähallituksessa kokeilukäyttöön. Kasvillisuuskartoitukset, kuten myös metsänarviointi, ovat kuitenkin hyvin kalliita eikä niitä ole mahdollista tehdä kuin tärkeimmiltä kohteilta.

Kaikilta alueilta tarvittaisiin ainakin yleispiirteiset biotooppitiedot ja tiedot biotooppien luonnontilaisuudesta. Edellä esitetyissä inventointimenetelmissä on puutteita, ja menetelmät ovat liian kalliita. Jotta tiedot voitaisiin hankkia myös laajoilta suojelualueilta, menetelmän tulee olla sellainen, että inventoinnin kustannukset ovat kohtuulliset. Tulosten tulee palvella tarkempia selvityksiä ja tuottaa tietoa niin paikallisiin kuin alueellisiin, valtakunnallisiin ja kansainvälisiin tarpeisiin. Kun menetelmä saadaan riittävän laajaan käyttöön, tulee aineistojen tallennukseen, ylläpitoon ja raportointiin tarkoitettujen tietojärjestelmien rakentaminen järkeväksi. Tämä tehostaa edelleen aineistojen käyttömahdollisuuksia.

### 4.3.2 Menetelmän kehittämisvaiheita

Lapin pohjoisosan laajoilla suojelualueilla ja muilla metsätalousalueen ulkopuolisilla alueilla ei nähty järkeväksi tehdä metsänarviointia, koska sen tietosisältö ei ota huomioon alueen erityispiirteitä. Alueen erityispiirteet huomioonottavaa inventointimenetelmää kehittämään perustettiin keväällä 1995 työryhmä, joka otti pohjaksi Leivon (1994) toimittaman biotooppien kartoitusohjeen. Ohjetta kehitettiin edelleen ja tietosisältöä monipuolistettiin. Uuden ohjeen eri versioita testattiin syksyllä 1995 pilotti-inventoinneissa. Työn tuloksena valmistui uudenlainen biotooppien kartoitusohje (Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ... 1995). Jotta menetelmä olisi käyttökelpoinen koko Suomessa, ohjetta tarkasteltiin ja jatkokehitettiin kevään 1996 aikana luonnonsuojelun tutkimus- ja hoitotiimin nimeämässä työryhmässä. Samalla tarkasteltiin yhteyksiä myös eurooppalaiseen Corineluokitteluun. Työn tuloksena syntyi Eeronheimon (1996) toimittama versio. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueessa ja Urho Kekkosen kansallispuistossa aloitettiin vuonna 1996 luontokartoitusprojekti, jossa ohjetta sovellettiin. Projektin yhteydessä ohjeeseen tehtiin vielä pieniä täsmennyksiä.

### 4.3.3 Menetelmä

Kehitetty menetelmä on pyritty tekemään sellaiseksi, että kuvioittainen kartoitus on mahdollista tehdä merkittävilta osin ilmakuvatulkintana. Maastotyöskentelyä tarvitaan kouluttautumisvaiheessa ns. tulkinta-avaimia haettaessa ja alueen luonnon yleispiirteisiin tutustuttaessa. Värilliset infrapunakuvat ovat osoittautuneet monissa selvityksissä erinomaiseksi tietolähteeksi. Esimerkiksi Ruotsissa niitä on käytetty mm. tunturi- ja metsäalueiden kasvillisuuskartoituksissa (mm. Ihse & Wastensson 1975, Ihse 1978, Ihse ym. 1993). Kartoituksen kohteena olevasta alueesta tarvitaan stereokuvapeitto ja kuvien katseluun peilistereoskooppi. Ilmakuvien ohella käytetään myös muita tietolähteitä, kuten perus- tai topografiakarttoja, vanhoja metsätalouskarttoja ja niiden kuvioselityskirjoja, metsäpaloraportteja ja alueella tehtyjä tutkimuksia sekä alueen tuntevien ihmisten haastatteluja.

Kuviointi aloitetaan muodostamalla mahdollisimman homogeenisia alueita biotooppiryhmän (kallio, kivennäismaa, suo, ranta, vesi, perinnebiotooppi, kulttuuriympäristö), puuston ja pensaston (lajisuhteet, tiheys, koko, kehitysvaihe) ja pääryhmän (metsä-, kitu- ja joutomaa) suhteen. Kuviointia jatketaan edelleen inventointiluokan (taulukko 1) ja muiden kunkin biotooppiryhmän mukaisten ominaisuuksien mukaan.

Kultakin kuviolta kerätään tunniste- ja taustatiedot, kasvupaikkaan, puustoon ja pensastoon sekä näiden luonnontilaisuuteen liittyviä tietoja (taulukko 2). Lisäksi useimmille biotooppiryhmille on määritetty kyseiselle ryhmälle tyypillisiä ominaisuuksia.

Taulukko 1. Biotooppikartoituksen tiedonkeruussa käytettävää kasvupaikkojen luokittelu.

<p><b>Kalliokuvio</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kalliolaet, -rinteet ja -terassit</li> <li>• Kalliojyrkänteet ja -seinämät</li> <li>• Kalliorotkot</li> <li>• Louhikot ja kivikot</li> <li>• Vyörylouhikot ja -kivikot</li> <li>• Siirtolohkareet</li> </ul> <p><b>Kivennäismaakuvio</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Lumipeitteinen</li> <li>• Kasviton kivennäismaa</li> <li>• Jäkälä-varpu <ul style="list-style-type: none"> <li>• Jäkälä</li> <li>• Jäkälä-varpu</li> </ul> </li> <li>• Sammal-varpu <ul style="list-style-type: none"> <li>• Jäkälä-sammal-varpu</li> <li>• Sammal-varpu</li> </ul> </li> <li>• Ruoho <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sammal-varpu-ruoho</li> <li>• Ruoho</li> </ul> </li> <li>• Heinä-sara</li> </ul>	<p><b>Suokuvio</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Korpiset suot <ul style="list-style-type: none"> <li>• Varsinaiset korpiset suot</li> <li>• Nevaiset korpisuot</li> </ul> </li> <li>• Rämeiset suot <ul style="list-style-type: none"> <li>• Varsinaiset rämeiset suot</li> <li>• Nevaiset rämesuot</li> </ul> </li> <li>• Välipintasuo</li> <li>• Rimpipintasuo</li> </ul> <p><b>Vesikuvio</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Avoähde</li> <li>• Väliaikainen puro / piilopuro</li> <li>• Puro (leveys &lt;5 m)</li> <li>• Pieni joki (leveys 5–20 m)</li> <li>• Suuri joki (leveys yli 20 m)</li> <li>• Väliaikainen lammikko</li> <li>• Lampi (&lt;10 ha)</li> <li>• Pikkujärvi (10–100 ha)</li> <li>• Järvi (100–10 000 ha)</li> <li>• Suurjärvi (&gt;10 000 ha)</li> <li>• Meri</li> </ul>	<p><b>Rantakuvi</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Törkyvalli</li> <li>• Rantaniitty</li> <li>• Rantapensasto</li> <li>• Tulvavaik. joen rantametsä</li> <li>• Rantahietikko tai hiekkasärkkä</li> <li>• Rantasoraikko</li> <li>• Muta-, lieju- tai turveranta</li> </ul> <p><b>Perinnekuvi</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nummi</li> <li>• Niitty / hylätty pelto</li> <li>• Tulvaniitty</li> <li>• Lehdesniitty</li> <li>• Hakamaa</li> <li>• Vanha poroerotuspaikka</li> <li>• Perinteinen piha / asuinkenttä</li> </ul> <p><b>Kulttuurikuvi</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nurmikot ja laidunnurmet</li> <li>• Pellot, vihannesviljelmät</li> <li>• Puutarhat ja puulajiviljelmät</li> <li>• Puistot, kotipuutarhat</li> <li>• Kuluneet poroerotuspaikat</li> <li>• Liikennealueet</li> <li>• Maa-ainesten otto-/läjitysalueet</li> <li>• Kiviaineksen ottoalueet</li> <li>• Kaatopaikat, kuona- ja jätekasat</li> <li>• Suuret rakennukset ja niiden rak. ympäristö</li> </ul>
--	---	---

#### 4.3.4 Biotooppien luokittelu

Biotooppi muodostuu useiden tekijöiden, mm. kasvualustan, puuston ja pensaston sekä ihmisen vaikutuksen, tuloksena. Se ei siis ole pelkästään kasvupaikkaluokka vaan siihen liittyy myös muutos – sukkessio. Kasvualusta voi olla kalliota, kivennäismaata, suota, vettä tai kulttuurialueilla rakennettuakin. Puuston kehitysvaihe, tiheys, koko ja puulajisuhteet vaihtelevat. Ihmisen vaikutus vaihtelee lähes luonnontilasta, erilaisten hakkuiden ja maanpinnan käsittelyiden kautta perinnebiotooppeihin ja kulttuuripaikkoihin.

Taulukko 2. Biotooppikuvioilta kerättävä tieto.

<b>Kasvupaikkatiedot</b>	<b>Puusto- ja pensastotiedot</b>	<b>Tunnistetiedot</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Biotooppiryhmä</li> <li>• Luokka</li> <li>• Luokan lisämääreet (2)</li> <li>• Pääryhmä</li> <li>• Luonnontilaisuus / toteutetut toimenpiteet</li> <li>• Toteutusvuosi</li> <li>• Toteutusvuoden tarkkuus</li> <li>• Erityisominaisuus</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Puuston kokonaislatvuspeittävyys</li> <li>• Puuston kokonaistilavuus</li> <li>• Pensaston kokonaispeittävyys</li> <li>• Kehitysvaihe</li> <li>• Vallitsevan puuston pituus</li> <li>• Ylispuuston runkoluku</li> <li>• Ylispuuston pituus</li> <li>• Puuston käsittely</li> <li>• Puuston käsittelyn toteutusvuosi</li> <li>• Toteutusvuoden tarkkuus</li> <li>• Puuttomuuteen / vähäpuustoisuuteen johtanut luontainen häiriö</li> <li>• Häiriövuosi</li> <li>• Häiriövuoden tarkkuus</li> <li>• Kuollut puusto</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ilmakuvatunnus</li> <li>• Työkuvion numero</li> <li>• Karttalehti</li> <li>• Osasto</li> <li>• Kuvion numero</li> </ul>
Kalliokuviot: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Rantakalliotyyppi</li> </ul> Suokuviot: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Suon lisäluokka</li> <li>• Suoyhdistymätyyppi ja suomorfologia</li> </ul> Vesikuviot: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Vesityyppi</li> <li>• Vesikasvillisuus</li> </ul> Rantakuviot: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Rantatyyppi</li> </ul>	Lajikohtaiset osuudet: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Puuston kokonaislatvuspeittävydestä</li> <li>• Puuston kokonaistilavuudesta</li> <li>• Pensaston kokonaispeittävydestä</li> </ul>	<b>Taustatiedot</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Tiedon lähde</li> <li>• Ilmakuvatyyppi</li> <li>• Ilmakuvan mittakaava</li> <li>• Tiedon lisälähde</li> <li>• Inventointiaika</li> <li>• Inventoija</li> </ul> <b>Topografiatiedot</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekspositio eli rinteiden suunta</li> <li>• Kaltevuus</li> </ul>
		<b>Muut tiedot</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Lisätiedot (tekstiä)</li> <li>• Viivamaisen kohteen leveys / Pistemäisen kohteen halkaisija</li> </ul>

Inventoinnissa ei määritetä suoraan kuvion biotooppiluokkaa, vaan luokat on tarkoitettu muodostaa tiettyjen päättelysääntöjen mukaan inventointitietojen perusteella. Tämä mahdollistaa joustavan luokittelun. Kuviokohtaisten tietojen lisäksi luokittelussa käytetään hyväksi alueellisia tietoja (puustovyöhykkeet), jotka on johdettu inventointiaineistosta. Työ on vasta alkuvaiheessa.

Biotooppien luokittelussa on syytä ottaa huomioon niin kansalliset perinteemme kuin kansainvälinen käytäntö (mm. Euroopan Unionin Corine-luokitus). Toivonen ja Leivo (1993) ovat julkaisseet kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokittelun kasvillisuuskartoituksia varten. Luokitukset ovat hierarkkisia, jolloin voidaan valita haluttu tarkkuustaso raportointiin. Ylimmät hierarkiatasot on pyritty määrittämään siten, että ne voitaisiin määrittää ilmakuvatulkintana.

Kun verrataan Toivosen ja Leivon (1993) luokittelua ja Corine-luokittelua (CORINE biotopes manual 1991, Devillers & Devillers-Terschuren 1993, List of Habitats ... 1995), eräs mielenkiintoinen ero on luokittelun suhteessa puuston määrään erityisesti kangasmailla. Tässä yhteydessä joudumme miettimään, mitä



todella tarkoitamme metsällä biotooppina. Voiko hakkuuaukeaa pitää metsänä – vai onko kyseessä jokin muu biotooppi, josta aikanaan tulee metsää? Samaan kysymykseen joudutaan vastaamaan, kun siirrytään metsänrajalta paljakalle – koska ollaan paljakalla ja koska metsässä?

Mielestäni puuston määrän ja tiheyden käyttämistä yhtenä biotooppiemme tärkeimmistä luokittajista tulee harkita vakavasti. Mikäli puusto katsotaan keskeiseksi tekijäksi, sen tulisi näkyä lähes kaikkien, ainakin meillä tärkeimpien, biotooppien luokituksessa. Sopiva jako voisi olla puuttomiin, harvapuustoiisiin ja puustoiisiin biotooppeihin. Jaon tulisi tapahtua samalla tasolla mahdollisuuksien mukaan kaikissa biotooppiryhmissä. Rajat tulisi määritellä täsmällisesti esimerkiksi latvuspeittävyuden ja mahdollisesti pituuden suhteen.

### *Lähteet*

- CORINE biotopes manual 1991: Habitats of the European Community. A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation. Data specifications, Part 2. – EUR 12587/3. ECSC-EEC-EAEC, Brussels, Luxembourg. 300 s.
- Devillers, P. & Devillers-Terschuren, J. 1993: A classification of palearctic habitats and preliminary list of priority habitats in Council of Europe Member States. A report to the Council of Europe. – Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, Standing committee, Strasbourg, 7 December 1993. T-PVS (94) 1. 268 s.
- Eeronheimo, H. (toim.) 1996: Metsähallituksen biotooppikuviointiohje. Kokeiluversio. – Moniste 24.5.1996, Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue, Ivalo. 48 s.
- Ihse, M. 1978: Flygbildstolkning av vegetation i syd- och mellansvensk terräng – en metodstudie för översiktlig kartering. Aerial photo interpretation of vegetation in south and central Sweden – a methodological study of medium scale mapping. – Rapport från Statens naturvårdsverk, SNV PM 1083. 165 s. + 3 liitekarttaa.
- & Wastensson, L. 1975: Flygbildstolkning av fjällvegetation – en metodstudie för översiktlig kartering. Aerial photo interpretation of Swedish mountain vegetation - a methodological study of medium scale mapping. – Statens naturvårdsverk, SNV PM 596. 134 s. + 3 liitekarttaa.
- , Rafstedt, T. & Wastensson, L. 1993: Flygbildstolkning av vegetation. – Teoksessa: Flygbildsteknik och fjärranalys. Nämnden för skoglig fjärranalys. S. 247–294.

Leivo, A. (toim.) 1994: Metsähallituksen luonnonsuojelualueiden biotooppikuvointi- ja kasvillisuuskuvointiohje. – Luonnos, päivätty 27.5.1994. Metsähallitus, luonnonsuojelu, Vantaa. 29 s.

List of habitats of the palearctic region 1995: Version 12.4.1995. – European Environment Agency. Corine Biotopes -Project. 90 s.

Toivonen, H. & Leivo, A. 1993: Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 14. 96 s.

Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston biotooppien kuvointiohje 1995. – Moniste, päivätty 23.11.1995. Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue, Ivalo. 22 s.

### ***Tekijän uusin julkaisu aiheesta***

Tuominen, S., Eeronheimo, H. & Toivonen, H. (toim.) 2001: Yleispiirteinen biotooppiluokitus. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 57. 60 s.

## 4.4 Monimuotoisuuden mittaaminen osana alue-ekologista metsäsuunnittelua

Paula Siitonen  
Suomen ympäristökeskus

Alue-ekologisen suunnittelun tavoitteena on sovittaa yhteen laajalle metsäalueelle asetetut taloudelliset, luonnonsuojelulliset, virkistyskäytölliset ja maisemalliset tavoitteet mahdollisimman hyvin. Ekologisena tavoitteena on ylläpitää alueella luontaisesti esiintyvien metsälajien populaatiot ja elinympäristöt elinkelpoisina pitkällä aikajänteellä. Alue-ekologista suunnittelua varten tarvitaan metsäkuvioiden ja muiden yksittäisten kohteiden sekä elinympäristöjen arvottamismenetelmiä.

Monimuotoisuuden arviointimenetelmä on maastoinventointitiedon ja paikkatiedon yhteiskäyttöön perustuva käytännön työväline. Menetelmä on kehitetty Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä vuosina 1993–1998. Menetelmään sisältyy maastotyöohje sekä pisteytysmenetelmä (MoniWin) ja heuristinen optimointimenetelmä (MoniOpti). Menetelmillä lasketaan metsäkuvioille tai muille alueille arvoja niiden ominaisuuksien (indikaattoreiden) – lajin, lajiryhmien, metsän rakennepiirteiden sekä elinympäristöjen määrän ja alueellisen jakauman (kuvioiden koon, muodon ja sijainnin) – avulla. Ominaisuuksia voidaan painottaa esimerkiksi niiden harvinaisuudella.

Pisteytysmenetelmällä (MoniWin) metsäkuvioille lasketaan keskinäisiä arvojärjestyksiä niissä esiintyvien indikaattoreiden arvojen ja arvosummien perusteella. Tällöin arvokkaita ovat kohteet, joissa esiintyy paljon tai/ja harvinaisia indikaattoreita. Heuristisella optimointialgoritmilla (MoniOpti) asetetaan tarkasteltavalle alueelle tavoitteita haluttujen ominaisuuksien laadun, määrän ja alueellisen jakauman perusteella. Tavoitteita voi olla useita, ja ne voivat olla suhteellisia tai absoluuttisia lukuja. Niiden lisäksi määritellään kustannusfunktio, joka voi olla kuvion pinta-ala, taloudellinen arvo tai mikä tahansa matemaattinen lauseke. Algoritmilla haetaan tämän jälkeen asetetut tavoitteet mahdollisimman hyvin ja pienillä kustannuksilla saavuttavien kuvioiden joukko. Menetelmillä voidaan verrata toisiinsa yksittäisiä kuvioita ja erilaisia suunnitelmia, arvioida suojele-alueverkostoja ja etsiä niitä laadultaan, määrältään ja sijainniltaan parhaiten täydentäviä kohteita sekä ekologisin että taloudellisin perustein. Optimointimenetelmää voidaan soveltaa myös yksittäisten lajien suojeleusuunnitelmien laatimiseen.

MoniWin on liitetty osaksi Metsähallituksen suunnittelujärjestelmää, ja sitä on testattu ja käytetty useilla alue-ekologisen suunnittelun alueilla eri puolilla Suomea. Optimointityövälinettä (MoniOpti) on jatkokehitetty ja testattu maa- ja metsätalousministeriön rahoituksella vuodesta 1997 alkaen.

*Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta*

- Siitonen, P. (toim.) 1999: Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 1: Lajiston ja metsän rakenne. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 103. 184 s.
- & Lehtinen, A. 1999: Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 2: Metsä-alue. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 99. 47 s.
- , Tanskanen, A. & Lehtinen, A. 2000: Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 3: Pisteytys- ja optimointimenetelmät – MoniWin ja MoniOpti. – Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 31. 126 s.
- , Keränen, E., Lehtinen, A., Louhisalmi, K., Tanskanen, A., Tyni, A. & Virnes, P. 2000: Suojelualueita täydentävien vanhojen metsien valinta monita-voitteisen optimoinnin menetelmällä. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedon-antoja 779: 33–51.
- , Tanskanen, A. & Lehtinen, A. 2001: Method for selection of old-forest re-serves. – Conservation Biology (hyväksytty).

## 4.5 Puusto metsän monimuotoisuuden perustana

Yrjö Norokorpi, Erkki Lähde, Olavi Laiho ja Timo Saksa  
Metsäntutkimuslaitos

### 4.5.1 Johdanto

Biologinen monimuotoisuus tarkoittaa elämän monimuotoisuutta kaikissa muodoissa ja kaikilla hierarkian tasoilla. Ensimmäinen taso on lajirunsaus ja siihen liittyvä yksilöiden runsaus. Toisena tasona on geneettinen monimuotoisuus. Kolmanneksi erotetaan populaatioiden, yhteisöjen ja ekosysteemien monimuotoisuus (Hunter 1990). Alueellisessa mittakaavassa monimuotoisuus on jaettu alfa-, beta-, gamma- ja deltadiversiteeteiksi (Whittaker 1972). Pienintä mittakaavaa edustaa alfadiversiteetti, joka käsittää yksittäisen elinympäristön, kuten metsikkökuvion, sisäisen monimuotoisuuden. Betadiversiteetti tarkoittaa metsiköiden välistä vaihtelua. Lajistollisen monimuotoisuuden kuvaamiseksi on laadittu erilaisia diversiteetti-indeksejä. Niistä yleisimmin on käytetty Simpsonin heterogeeniitti-indeksiä sekä Shannon-Wienerin  $H'$ -indeksiä (Elliott 1990). Indeksien arvo suurenee lajimäärän lisääntyessä ja lajien runsaussuhteiden tasoittuessa.

Monimuotoisuuden vaaliminen ja edistäminen on sovittu kansainvälisesti keskeiseksi tavoitteeksi metsätaloudessa (UNCED, YK:n ... 1993). Sitä edellytetään sekä uudessa luonnonsuojelussa että metsälaissa. Toistaiseksi monimuotoisuuden tarkastelu on keskittynyt uhanalaisten lajien luettelointiin, niiden elinympäristövaatimusten selvittelyyn ja avainbiotooppien suojeluun. Luonnonvarojen inventoinnissa sekä niiden hoidon ja käytön suunnittelussa tarvitaan lisäksi kokonaisvaltaisia monimuotoisuuden arviointi- ja luokitusmenetelmiä niin suojelu- kuin metsätalousalueilla.

Metsäluonnossa puusto luo keskeiset puitteet koko metsäekosysteemin monimuotoisuudelle (Norokorpi ym. 1994, Lähde ym. 1995a, b). Puuston monimuotoisuudella tarkoitetaan saman yhtenäisen metsikön puiden lajirunsausta sekä lajien sisäistä koon, iän ja perimän laajaa vaihtelua. Monimuotoisuus on suuri silloin, kun metsikössä on eri puulajeja, joiden koko vaihtelee taimista vanhoihin, kookkaisiin puihin asti. Monimuotoinen metsikkö koostuu näin ollen erirakenteisesta ja samalla erikäisestä sekapuustosta. Tässä tutkimuksessa kehitettiin monimuotoisuusindeksit metsiköiden sisäiselle ja niiden väliselle tasolle käyttäen hyväksi suojelualueiden luonnonmetsistä mitattuja aineistoja sekä valtakunnan metsien inventointiaineistoja.

#### 4.5.2 Metsikön sisäisen monimuotoisuuden määrittäminen

Puuston monimuotoisuuden määritelmästä ovat johdettavissa seuraavat keskeiset metsikön sisäisen diversiteetin indikaattorimuuttujat:

- puuston määrä (pohjapinta-ala, m<sup>2</sup>/ha; taimikossa tiheys, kpl/ha)
- runkolukujakauma puulajeittain (kpl/ha)
- pystykuolleitten puiden määrä puulajeittain (m<sup>3</sup>/ha)
- maapuiden määrä puulajeittain (m<sup>3</sup>/ha)
- alikasvoksen peittävyys tai suhteellinen tiheys (%)
- erikoispuiden esiintyminen (merkittävyys ja/tai runsaus)
- hiiltyneen puun määrä (m<sup>3</sup>/ha)

Runkolukujakauma ilmentää sekä puiden koko- että ikävaihtelua, vaikka ne eivät olekaan aina kiinteässä riippuvuussuhteessa toistensa kanssa. Ikä on kuitenkin usein vaikea määrittää, ja käsitteenä se sopii huonosti monimuotoisiin metsiköihin, joissa puut ovat olleet kehityksensä alkuvaiheessa alikasvoksena. Siten on perusteltua käyttää iän sijasta puiden kokoa tunnuksena kuvattaessa metsikön rakennetta ja monimuotoisuutta (Lähde ym. 1994, 1995a).

Puuston monimuotoisuuden pisteytyksen kehittelyssä käytettiin hyväksi valtakunnan metsien kolmannen inventoinnin (VMI 3) aineistoa, joka kerättiin vuosina 1951–1953 (Etelä-Suomi 8832 koealaa). Metsät vastasivat vielä silloin rakenteeltaan kohtalaisen hyvin luonnonvaraista tilannetta (Laiho ym. 1994, Norokorpi ym. 1994). Sen jälkeen puuston rakennetta on pyritty tasaamaan alaharvennuksella ja raivauksella. Inventoinnissa puusto mitattiin kiinteäsiteisiltä ympyräkoealoilta, jotka edustivat yhtenäisiä metsiköitä (Ilvessalo 1951, 1956).

Koealakohtaista monimuotoisuuspisteytystä kokeiltiin ensin antamalla pisteitä puuston esiintymisestä kussakin läpimittaluokassa ja sen lisäksi erilaisina puulajiyhdistelminä. Manuaalisen pisteytyksen kannalta oli käyttökelpoisinta jakaa runkolukusarja kolmeen läpimittaryhmään (pienikokoinen puusto, rinnankorkeusläpimitta ( $D_{1,3}$ ) 2–10 cm; keskikokoinen puusto,  $D_{1,3}$  10–22 cm; isokokoinen puusto,  $D_{1,3}$  >22 cm). Sitten etsittiin iteroimalla toimivinta vaihtoehtoa vaihtelemalla puulajien ja läpimittaryhmien pisteytystä. Puulajien esiintymisen tasaisuuden kuvaamiseksi päädyttiin kaksiportaiseen puulajeittaiseen pisteytykseen (taulukko 1). Sen mukaan pienikokoisia puita tuli olla vähintään sata, keskikokoisia vähintään kymmenen ja isokokoisia vähintään yksi kappale hehtaarilla antaakseen diversiteettipisteitä. Viisinkertainen määrä lisäsi pistemäärää. Lehtipuut arvioitiin havupuuta arvokkaammiksi (Hunter 1990). Haavan ja raidan kookkaat puut arvioitiin lisäksi muita lehtipuita arvokkaammiksi (Kuusinen 1994). Pohjapinta-alasta annettiin viisiportaisesti lisäpisteitä.

Näillä perusteilla lasketut diversiteetti-indeksin pistemäärät (taulukko 2) erotuivat eri kasvupaikoilla selvästi toisistaan. Viljavilla kasvupaikoilla pistemäärät nousivat selvästi suuremmiksi kuin karuilla kasvupaikoilla. Turvemaat olivat tuolloin pääosin ojittamattomia ja niukkapuustoisia. Runsaspuustoiset turvemaat kuitenkin yltyivät samoihin pistemääriin kuin viljavuudeltaan vastaavat kiven-

näismaat. Varttuneisiin puustoihin luettiin seuraavat kehitysluokat: harvennusmetsä, väljennysmetsä ja uudistuskypsä metsä. Niiden pistemäärä oli kasvupaikoittain samaa suuruusluokkaa.

Taulukko 1. Metsikön sisäisen monimuotoisuusindeksin (LLNS) pisteytys.

Puulaji	D <sub>1,3</sub> 2–10 cm kpl/ha		D <sub>1,3</sub> 10–25 cm kpl/ha		D <sub>1,3</sub> > 25 cm kpl/ha		Pystykuolleet D > 10 cm, m <sup>3</sup> /ha		Maapuut D > 10 cm, m <sup>3</sup> /ha		Yht.
	100–	500–	10–	50–	1–	5–	0,5	2–	0,5	2–	
Mänty	0,5	1	1,5	2	2	3	1	2	1	2	
Kuusi	0,5	1	1,5	2	2	3	1	2	1	2	
Koivu	1	1,5	2	3	3	4	2	3	2	3	
Haapa	1	1,5	3	4	4	5	3	4	3	4	
Leppä	1	1,5	2	3	3	4	2	3	2	3	
Pihlaja	1	1,5	2	3	3	4	2	3	2	3	
Raita	1	1,5	3	4	4	5	3	4	3	4	
Muu havupuu	0,5	1	1,5	2	2	3	1	2	1	2	
Muu lehtipuu	1	1,5	2	3	3	4	2	3	2	3	
Puusto (D <sub>1,3</sub> ≥ 2 cm)	Puuston pohjapinta-ala, m <sup>2</sup> /ha										
	5–		10–		15–		20–		>25		
	1		2		3		4		5		
Taimikko (D <sub>1,3</sub> < 2 cm)	Tiheys, kpl/ha										
	<1000		1000–		5000–						
	1		2		3						
Alikasvos (h ≥ 0,5 m; D <sub>1,3</sub> < 2 cm)	Peittävyys (suhteellinen tiheys), %										
	1–		20–		60–						
	1		2		3						
Erikoispuut	Merkittävyys ja/tai runsaus										
	1		2		3						
Hiiltynyt puu (D > 10 cm)	Hiiltynyttä puuta, m <sup>3</sup> /ha										
	0,2–		2,0–		4,0–						
	1		2		3						
	YHT.										

Taulukko 2. Metsiköiden sisäisen monimuotoisuuden indeksipisteet (LLNS-indeksi taulukon 1 mukaan laskettuna) varttuneelle elävälle puustolle kasvupaikoittain Etelä-Suomessa VMI 3:n aineiston mukaan ilman alikasvosta: minimi (min) – keskiarvo (ka) – maksimi (maks); sekä Shannon-Wienerin H-indeksi ja Simpsonin heteroginiteetti-indeksi. N = koealojen lukumäärä.

Kasvupaikka	N kpl	LLNS-indeksi min – ka – maks	Shannon-Wiener- indeksi	Simpson- indeksi
Lehtomainen	1233	3,6 – 16,7 – 33,1	0,286	0,374
Tuore kangas	2359	2,9 – 16,2 – 33,4	0,288	0,389
Kuivahko	1827	2,9 – 13,5 – 30,7	0,268	0,366
Kuiva kangas	192	2,6 – 8,8 – 18,5	0,139	0,191

Alikasvoksen esiintymistä tarkasteltiin 1663 koelalla, joilta oli tarkat mittaukset sekä puustosta että alikasvoksesta ( $D_{1,3} < 2$  cm). Alikasvoksen keskimääräinen peittävyys oli 20,9 %. Vastaava monimuotoisuuden pistemäärä oli lehtomaisella 1,6, tuoreella 1,5, kuivahkolla 1,3 ja kuivalla kankaalla 1,1.

Metsissä oli 1950-luvun alussa läpimitaltaan yli 10 cm:n pystykuivia puita ja lahoamattomia tuulenskaatoja keskimäärin  $1,8 \text{ m}^3/\text{ha}$  (Ilvessalo 1956). Tämän ja muiden puustomittausten sekä kirjallisuustietojen perusteella päädyttiin pisteytyskokeilujen jälkeen puuston tilavuuteen perustuvaan kaksiportaiseen asteikkoon (taulukko 1). Hiiltyneen puun osalta päädyttiin kolmiportaiseen asteikkoon. Erikoispuiksi luettiin erityisen vanhat tai isot puut, kuten aihkimännyt, kalasääsken ja kotkan pesäpuut sekä harvinaiset alalajit, muunnokset ja muodot. Ne pisteytettiin merkittävyytensä mukaan yhdestä kolmeen.

VMI 3:n aineiston mukaan Pohjois-Suomessa metsikön sisäiset monimuotoisuuspiisteet elävälle puustolle alikasvosta lukuun ottamatta olivat keskimäärin kaksi yksikköä pienemmät kuin Etelä-Suomessa (Lähde ym. 1995b).

### 4.5.3 Puuston monimuotoisuusindeksin laskentamenetelmä

Metsikön puuston monimuotoisuuspiisteet voidaan laskea manuaalisesti käyttämällä apuna lomaketta (taulukko 1). Puuston mittaukset tehdään esimerkiksi relaskoopikoealoilta tai kiinteäsäteisiltä, muutaman aarin suuruisilta koaloilta (Lähde ym. 1995a).

Indeksipisteiden laskentaa varten laadittiin myös seuraava yhtälö:

$$IND_{FS} = IND_{LT} + IND_{DST} + IND_{DFT} + IND_{CW} + IND_{SP}$$

jossa

- $IND_{FS}$  = metsikön sisäinen monimuotoisuusindeksi
- $IND_{LT}$  = elävän puuston pistemäärä
- $IND_{DST}$  = kuolleen pystypuuston pistemäärä
- $IND_{DFT}$  = maapuiden pistemäärä
- $IND_{CW}$  = hiiltyneiden puiden pistemäärä (arvot 0, 0,5 tai 1)
- $IND_{SP}$  = erikoispuiden pistemäärä (arvot 0, 0,5 tai 1)

$$IND_{LT} = \sum_{j=1}^N \left( \left( LTMAX_j \cdot \left( 1 - 1 / e^{(K_j \cdot KD/10)} \right) \right) \cdot \left( \sum_{i=1}^K \left( \left( 1 - 1 / e^{\left( \left( (D_{1,3}_{ji}/2 \right)^2 \cdot \Pi \right) / 100} \right)} \right) + \left( 1 - 1 / e^{\left( SN_{ji} / 100 \right)} \right) \right) \right) / K_j$$

jossa  $K_j$  = niiden läpimittaluokkien lukumäärä, joissa esiintyy puulajia j;  
 $j$  = puulaji 1 ... N  
 $KD$  = läpimittaluokan laajuus (cm);  $KD = 1, \dots, 50$



$D_{1,3ji}$  = läpimittaluokan keskiarvo (cm) läpimittaluokassa i puulajilla j; i = läpimittaluokka 1 ... K. Tarvitaan vähintään puulajeittainen keskiläpimitta.

$SN_{ji}$  = runkoluku läpimittaluokassa i puulajilla j.

$LTMAX_j$  = maksimipistemäärä puulajille j (taulukossa 1 havupuilla 7, yleisillä lehtipuilla 9 ja erityisillä lehtipuilla 11)

$$IND_{DST} = \sum_{j=1}^N \left( \left( DSTMAX_j \cdot \left( 1 - 1 / e^{(K_j \cdot KD/10)} \right) \right) \cdot \left( \sum_{i=1}^K \left( \left( 1 - 1 / e^{\left( \left( (D1.3_{ji}/2 \right)^2 \cdot \Pi \cdot P \right) / 100} \right) \right) + \left( 1 - 1 / e^{(SN_{ji}/100)} \right) \right) \right) / K_j$$

jossa P = pituus kuolleelle pystyssä olevalle tai kaatuneelle puulle tai rungonosalle (m)

$DSTMAX_j$  = maksimi pistemäärä vastaavasti puulajille j (taulukossa 1 havupuilla 3, yleisillä lehtipuilla 5 ja erityisillä lehtipuilla 7)

$IND_{DFT}$  lasketaan vastaavanlaisella yhtälöllä.

Varttuneissa harvahkoissa metsiköissä, missä puulajeittaiset runkoluvut ylittävät niukasti läpimittaluokkien pistealarajat, taulukointi antoi yhtälöä korkeammat monimuotoisuusasteet vertailulaskennassa. Selvästi alarajoja korkeammilla runkoluvuilla yhtälö antoi vastaavasti korkeamman indeksiluvun. Metsäalueen metsiköiden monimuotoisuusasteiden keskiarvot olivat testilaskennassa samaa suuruusluokkaa molemmilla menetelmillä.

#### 4.5.4 Metsiköiden välinen monimuotoisuusindeksi ja -luokitus

Metsiköiden väliset monimuotoisuusindeksit määritettiin kasvupaikoittain monimuotoisuusindeksijakauman keskiarvon ja hajonnan avulla (taulukot 2 ja 3). Luokitus tehtiin kahdella tasolla: pelkästään elävälle pystyjuustolle ja koko puustolle (elävä ja kuollut). Hyvyysasteikko laadittiin neliportaiseksi: erinomainen, hyvä, tyydyttävä ja heikko. Vastaava luokitus Pohjois-Suomea varten on esitetty julkaisussa Lähde ym. 1995b.

Pisteytystä ja luokitusta testattiin myös luonnontilaisten metsien koelaitteistoilla. Korkeimmaksi pistemääräksi muodostui 44 (Lähde 1995a). Tässä tuoreen kankaan metsikössä oli mäntyä, koivua ja haapaa, myös pystyjuolleita puita ja maapuita. Palokoroiset aihkimäntyä sisältävät kuusettuneet säästömetsät yltyvät lehtipuun niukkuuden vuoksi erinomaiselle tasolle vain erikoispuiden ja kuolleiden puiden ansiosta. Lehtomaiset, järeät, lähes puhtaat kuusikot jäivät runsaine maapuineenkin tyydyttävälle tasolle. Kuivilla, heikosti uudistuvilla kankailla monimuotoisuustaso jäi niin ikään tyydyttäväksi, vaikka metsiköt olivat varttuneen puisevia. Erinomainen taso edellytti lähes aina kolmea puulajia

kaikenkokoisine yksilöineen. Kuollut puuaines kuitenkin mahdollisti erinomaisen tason kahdellakin puulajilla.

Tämä monimuotoisuusluokitus tehtiin puustoltaan suhteellisen homogeenisille metsikkökuvioille. Vaihtelevassa metsässä kuvioiden tarkka rajaaminen on käytännön työssä epävarmaa. Jos kuviokokoa suurennetaan käyttämällä väljempää kuviointikriteerejä, se merkitsee puustossa suurempaa ikä-, koko- ja puulajivaihtelua ja samalla taulukoiden antama pistemäärä suurenee.

*Taulukko 3. Metsikön elävän pystyvuuston (A) ja koko puuston (elävä ja kuollut; B) monimuotoisuusindeksiin perustuva metsiköiden välinen luokitus Etelä-Suomea varten.*

Kasvupaikka		Diversiteettipisteet ja -luokitus			
		Heikko	Tyydyttävä	Hyvä	Erinomainen
Lehdot, lehtomaiset kankaat ja vastaavat	A	<16	16–20	21–25	>25
	B	<19	19–22	23–27	>27
Tuoreet kankaat ja vastaavat	A	<14	14–17	18–22	>22
	B	<17	17–20	21–25	>25
Kuivahkot kankaat ja vastaavat	A	<12	12–15	16–19	>19
	B	<14	14–17	18–22	>22
Kuivat kankaat ja vastaavat	A	< 8	8–10	11–14	>14
	B	< 9	9–12	13–17	>17

## **Lähteet**

- Elliott, C. A. 1990: Diversity indices. – Teoksessa: Hunter, L. H. Jr., Wildlife, Forests and Forestry. Principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N. J. S. 297–302.
- Hunter, M. L. Jr. 1990: Wildlife, Forests, and Forestry. Principles of managing forests for biological diversity. – Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 370 s.
- Ilvessalo, Y. 1951: III valtakunnan metsien arviointi. Suunnitelma ja maastotyön ohjeet. – Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 39(3): 1–67.
- 1956: Suomen metsät vuosista 1921–24 vuosiin 1951–53. Kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. – Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 47(1): 1–227.
- Kuusinen, M. 1994: Metsätalouden vaikutus epifyyttijäkälälajiston monimuotoisuuteen. – Teoksessa: Haila, Y., Niemelä, P. & Kouki, J. (toim.), Metsätalouden ekologiset vaikutukset borealisessa havumetsässä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482: 75–81.

- Laiho, O., Lähde, E., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1994: Varttuneiden metsiköiden rakenne 1950-luvun alussa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 495: 90–128.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1994: Structure and yield of all-aged and even-aged conifer-dominated stands on fertile sites. – *Annales des Sciences Forestières* 51: 97–109.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1995a: Metsikön ja metsiköiden välisen monimuotoisuuden määrittely. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 538: 86–94.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1995b: Monimuotoisuus metsikön rakenteessa ja tuotoksessa Pohjois-Suomessa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 587: 75–87.
- Norokorpi, Y., Lähde, E., Laiho, O. & Saksa, T. 1994: Luonnontilaisten metsien rakenne ja monimuotoisuus Suomessa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 495: 54–89.
- UNCED, YK:n ympäristö ja kehityskonferenssi. Rio de Janeiro 3.–14.6.1992 1993. – Ympäristöministeriö ja Ulkoasiainministeriö, Helsinki. 239 s.
- Whittaker, R. H. 1972: Evolution and measurement of species diversity. – *Taxon* 21: 213–251.

### *Tekijöiden uusimmat julkaisut aiheesta*

- Laiho, O., Lähde, E., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1999: Metsän rakenne ja kehitys. – Teoksessa: Lähde, E. (toim.), Luontaisesti syntyneiden sekametsien kehitys ja metsänhoito. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 719: 6–32.
- Lähde, E., Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999: Diversity-oriented silviculture in the boreal zone of Europe. – *Forest Ecology and Management* 118: 223–243.
- , Laiho, O. & Norokorpi, Y. 1999: Ekometsänhoidon perusteet ja mallit. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 736. 61 s.
- , Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksa, T. 1999: Stand structure as the basis of diversity index. – *Forest Ecology and Management* 115: 213–220.

## 4.6 Suojelualan koon vaikutus lintujen lajimäärään ja populaatiotiheyteen

Raimo Virkkala<sup>1</sup> ja Ari Rajasärkkä<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Suomen ympäristökeskus ja <sup>2</sup>Metsähallitus

### 4.6.1 Johdanto

Suojelualueiden ja niistä muodostuvan verkon yksi keskeinen tehtävä on lajiston ja ekosysteemien monimuotoisuuden turvaaminen. Suojelualueverkon avulla olisi pyrittävä säilyttämään vähintään eliölajien pienimmät elinvoimaiset populaatiot (minimum viable population). Suojelualan koko vaikuttaa lajiston säilymiseen ko. alueella, sillä mitä pienempi suojelualue on, sitä pienempi on siellä elävän lajin populaatiokoko.

Suojelualan koko vaikuttaa myös alueella olevien lajien määrään. Lajimäärän ja pinta-alan välistä suhdetta kuvaa kaava:  $S = kA^z$ , missä  $S$  on lajimäärä,  $A$  on pinta-ala ja  $k$  ja  $z$  ovat vakioita. Vakio  $z$  kuvaa lajimäärän kasvua pinta-alan kasvaessa, vakio  $k$  liittyy käytettyyn pinta-alayksikköön. Kaava voidaan esittää lineaarisesti logaritmisella asteikolla, jolloin se on:  $\log S = \log k + z \log A$ .

Kun  $z$  on noin 0,30, kymmenkertainen lisäys pinta-alassa aiheuttaa lajimäärän kasvun noin kaksinkertaiseksi (esim. Wilson 1992). Vakio  $z$  vaihtelee yleensä välillä 0,15–0,40. Lajimäärän ja pinta-alan välistä suhdetta on käytetty erityisesti tarkasteltaessa erikokoisten aitojen saarien lajimääriä mm. eliömaantieteellisen saariteorian mukaan (MacArthur & Wilson 1967). Kuitenkin myös suojelualueet ovat saaria ihmisen käsittelemässä maisemassa.

Esimerkiksi vanhojen metsien ja luonnontilaisten, ojitamattomien soiden suojelualueet ovat 'saaria' intensiivisesti käsitellyssä metsä-suomaisemassa, joka koostuu hakkuuaukeista, eri-ikäisistä talousmetsistä ja ojitetuista soista. Talousmetsämaisemassa suojelualueiden väliset alueet eivät ole tietenkään yhtä epäedullisia vanhojen metsien tai soiden lajeille kuin aitojen saarien väliset vesialueet, sillä useimpia lajeja toki tavataan myös talousmetsämaisemassa. Näin ollen vakion  $z$  arvo habitaattisaaria tarkasteltaessa on todennäköisesti myös alhaisempi kuin aidoilla saarilla. Tietyt lajit kuitenkin selvästi suosivat suojelualueiden vanhoja metsiä sekä luonnontilaisia soita ja ovat näin ollen niiden olemassaolosta riippuvaisia.

Tutkimme tässä työssä suojelualan koon vaikutusta lintujen lajimäärään sekä lintulajien populaatiotiheyteen Kainuussa ja Kuusamossa.

#### 4.6.2 Aineisto ja menetelmät

Työssä tarkastellaan metsissä ja soilla pesiviä maalintuja (ks. Virkkala 1996), joiden esiintymistä ja populaatiotiheyttä erikokoisilla suojelualueilla tutkittiin linjalaskentojen perusteella. Linjalaskenta on yleisesti käytetty lintujen runsauden arviointimenetelmä (Järvinen ym. 1988). Aineisto koostuu 40 suojelualueella tehdyistä linjalaskennoista Kainuussa sekä 23 suojelualueella ja vanhojen metsien inventointialueella tehdyistä laskennoista Kuusamossa. Metsissä ja soilla pesiviä maalintuja on sekä Kainuussa että Kuusamossa yhteensä noin 100 lajia. Suurin osa Kainuun laskennoista tehtiin vuosina 1989–1994 ja Kuusamon laskennoista 1989–1995. Kainuun suojelualueet olivat kooltaan 2,1–71 km<sup>2</sup> ja Kuusamon alueet 0,25–266 km<sup>2</sup>. Kainuun suurin alue oli Elimyssalon luonnonsuojelualue ja Kuusamon suurin Oulangan kansallispuisto.

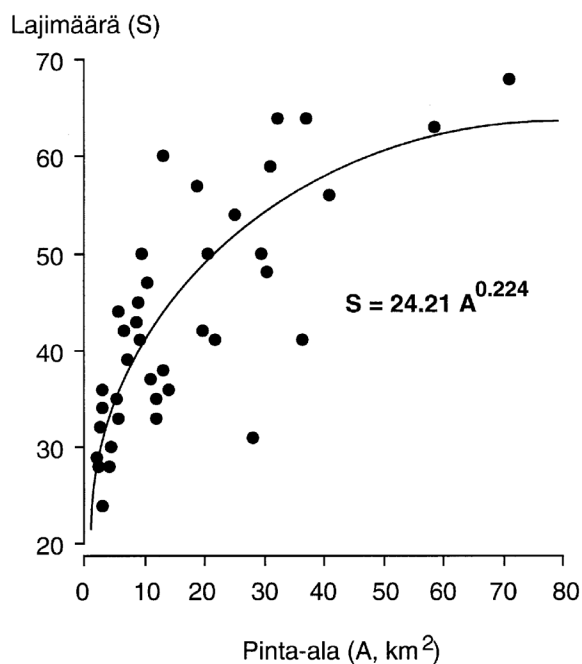
Erikokoisten alueiden määrä ja keskimääräinen laskentatehokkuus on esitetty taulukossa 1. Suojelualueiden eri kokoluokkien välillä ei ole tilastollisesti merkitsevää eroa laskentatehokkuudessa Kainuussa (yksisuuntainen varianssianalyysi,  $F_{3,39} = 0,7$ ;  $p = 0,57$ ) eikä Kuusamossa ( $F_{3,22} = 1,9$ ;  $p = 0,17$ ). Keskimääräinen laskentatehokkuus sen sijaan oli Kainuussa hieman korkeampi (1,55 km/km<sup>2</sup>) kuin Kuusamossa (1,06 km/km<sup>2</sup>). Suurin osa suojelu- ja inventointialueiden pinta-alasta on vanhoja metsiä tai luonnontilaisia soita. Esimerkiksi Kainuussa noin 85 % suojelualueiden metsistä (metsämaasta) on iältään yli 100-vuotiaita. Koko Kainuussa noin 25 % metsämaan metsistä on yli 100-vuotiaita ja 64 % soista on ojitettu (8. valtakunnan metsien inventointi, Aarne 1995).

Taulukko 1. Linjalaskennan intensiteetti (laskentakm/km<sup>2</sup>±keskiarvon keskivirhe) erikokoisilla suojelu- ja inventointialueilla Kainuussa ja Kuusamossa,  $n$  = alueiden määrä.

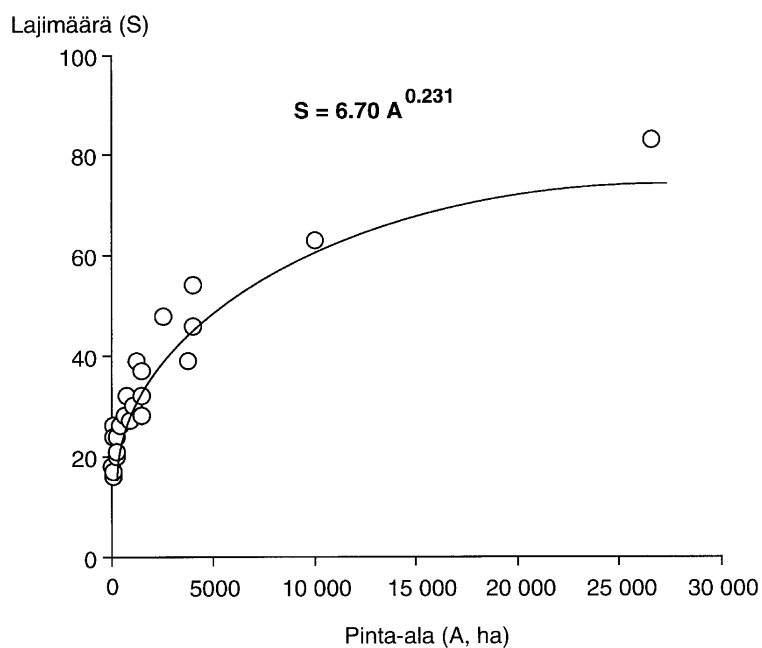
Alueen koko (km <sup>2</sup> )	Kainuu		Kuusamo	
	Intensiteetti	n	Intensiteetti	n
<10	1,8±0,2	17	1,7±0,3	12
10–30	1,6±0,2	14	0,9±0,2	6
30–50	1,5±0,2	7	0,8±0,2	3
>50	1,2±0,2	2	1,0±0,0	2

#### 4.6.3 Tulokset

Lintujen lajimäärän ja pinta-alan välinen suhde Kainuun ja Kuusamon suojelu- ja inventointialueilla on esitetty kuvissa 1 ja 2. Vakio  $z$  saa Kainuussa arvon 0,224 ja Kuusamossa arvon 0,231. Vakion  $k$  arvon suuri ero Kainuun ja Kuusamon välillä johtuu erilaisista pinta-alayksiköistä, Kainuussa on käytetty neliökilometrejä ja Kuusamossa hehtaareja. Kainuussa (kuva 1) lajimäärän hajonta on varsin suuri, joten mallin selitysaste ( $r^2$ ) on vain 62 %. Sen sijaan Kuusamossa (kuva 2) mallin selitysaste on korkea, 93 %.



Kuva 1. Lajimäärän ja pinta-alan välinen suhde Kainuun suojealueilla ( $n = 40$ ). Kuvassa on esitetty lajimäärän ja pinta-alan välistä suhdetta kuvaavan yhtälön ( $S = kA^z$ ) vakioiden  $k$  ja  $z$  arvot.



Kuva 2. Lajimäärän ja pinta-alan välinen suhde Kuusamon suoje- ja inventointialueilla ( $n = 23$ ). Kuvassa on esitetty lajimäärän ja pinta-alan välistä suhdetta kuvaavan yhtälön ( $S = kA^z$ ) vakioiden  $k$  ja  $z$  arvot.

Lajimäärä–pinta-ala-mallin mukaan 90 %:n väheneminen pinta-alassa aiheuttaa 40 %:n vähenemisen lajimäärässä Kainuussa ja 41 %:n vähenemisen Kuusamossa. Sekä Kainuussa että Kuusamossa lajimäärä väheni puoleen, kun pinta-ala väheni 95 %, tai lajimäärä kasvoi kaksinkertaiseksi, kun pinta-ala kasvoi 20-kertaiseksi. Malli ennustaa Kainuussa 5 km<sup>2</sup>:n alueelle 35 lajia ja 50 km<sup>2</sup>:n alueelle 58 lajia sekä Kuusamossa 5 km<sup>2</sup>:n alueelle 28 lajia ja 50 km<sup>2</sup>:n alueelle 48 lajia.

Kainuussa tarkasteltiin viiden Pohjois-Suomessa taantuneen metsälintulajin (Väisänen ym. 1986) esiintymistä erikokoisilla suojelualueilla (taulukko 2). Näiden lajien, metso (*Tetrao urogallus*), pohjantikka (*Picoides tridactylus*), töyhtötiainen (*Parus cristatus*), puukiiپیjä (*Certhia familiaris*) ja kuukkeli (*Perisoreus infaustus*), tiheydet olivat selvästi korkeammat suojelualueilla kuin muualla Kainuussa keskimäärin (taulukko 2). Kun suojelualueilla sijaitsevan vanhan metsän (yli 100 vuotta) ala jaettiin kolmeen luokkaan, alle 2 km<sup>2</sup>, 2–10 km<sup>2</sup> ja yli 10 km<sup>2</sup>, lajien tiheydet olivat suurimmat alueilla, joissa vanhan metsän ala oli suurin (Virkkala 1996).

Taulukko 2. Suojelualueita suosivien metsälintulajien tiheys (paria/km<sup>2</sup>±keskiarvon keskiarvo) linjalaskentojen perusteella Kainuun suojelualueilla ja muualla, suojelualueiden ulkopuolella Kainuussa (Virkkala 1996). Tilastollinen merkitsevyys (p) perustuu Mann-Whitneyin U-testiin (U = U-testin arvo).

Laji	Suojelualueet	Suojelualueiden ulkopuolella	U	p
Metso	0,7±0,1	0,2±0,2	5	0,021
Pohjantikka	0,5±0,1	0,1±0,2	3	0,008
Töyhtötiainen	0,9±0,2	0,4±0,2	7	0,047
Puukiiپیjä	1,0±0,2	0,1±0,1	1,5	0,003
Kuukkeli	0,4±0,1	0,02±0,02	0	0,001

#### 4.6.4 Tulosten tarkastelu

Linjalaskennasta saatujen lajimäärien luotettavuutta voidaan verrata perusteellisen kartoituslaskennan lajimääriin. Tiainen ym. (1980) vertasivat Lammilla kartoituslaskennan tuloksia 14 km<sup>2</sup>:n alueella samalla alueella tehtyihin linjalaskentoihin (16,15 km eli 1,15 km/km<sup>2</sup>). Linjalaskennassa havaittiin 82 % (37/45 lajia) kartoituslaskennan lajeista, joten Kainuun ja Kuusamon vastaavan intensiteetin linjalaskennoissa on todennäköisesti havaittu suurin osa pesivistä lajeista.

Suojelualueiden pinta-alan ja metsä- ja suolintulajien määrän välillä on mitattavissa oleva suhde. Lajimäärän kasvua pinta-alan funktiona kuvaava vakio z sai varsin samankaltaisen arvon sekä Kainuussa (0,22) että Kuusamossa (0,23), vaikka pinta-alavaihtelu suojelu- ja inventointialueiden koossa oli näillä seuduilla hyvin erilainen. Lajimäärä sekä Kainuussa että Kuusamossa kaksinkertaistui, kun suojelualueen pinta-ala 20-kertaistui.

Taantuneiden, vanhoja metsiä suosivien lajien tiheys oli suurin laajoilla vanhan metsän alueilla. Laajojen alueiden suuri lajimäärä johtuu tiettyjen lajien korkeammasta populaatiotiheydestä ja suuremmasta habitaattidiversiteetistä näillä alueilla. Otoskoon kasvu alueen koon suurentuessa luonnollisesti myös selittää lajimäärän kasvua, mutta laskentaintensiteetti oli samanlainen erikokoisilla alueilla.

Vain pienistä suojelualueista koostuva verkko, joka käsittää alhaisen osuuden tietyn alueen kokonaisuudesta (esim. <1 %), ei riitä säilyttämään metsä- ja suolintulajiston elinvoimaisia populaatioita.

### *Lähteet*

- Aarne, M. (toim.) 1995: Metsätilastollinen vuosikirja 1995. – Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 354 s.
- Järvinen, O., Koskimies, P. & Väisänen, R. A. 1988: Maalintujen linjalaskentaohjeet. – Teoksessa: Koskimies, P. & Väisänen, R. A (toim.), Linnustonseuran havainnointiohjeet. Helsingin yliopiston eläinmuseo, Helsinki. S. 27–35.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967: The theory of island biogeography. – Princeton University Press, Princeton, USA. 216 s.
- Tiainen, J., Martin, J.-L., Pakkala, T., Piironen, J., Solonen, T., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1980: Efficiency of the line transect and point count methods in a South Finnish forest area. – Proc. VI Int. Con. Bird Cencus Work, Göttingen 1979. S. 107–113.
- Virkkala, R. 1996: Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. – Suomen ympäristö 30. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 53 s.
- Väisänen, R. A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986: How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? – *Ornis Scandinavica* 17: 282–292.
- Wilson, E. O. 1992: The diversity of life. – The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, USA. 424 s.



## 4.7 Punamyyrä (*Clethrionomys rutilus*), Pohjois-Lapin vanhojen metsien indikaattori

Heikki Henttonen  
Metsäntutkimuslaitos

### 4.7.1 Pikkunisäkkäät indikaattorilajeina

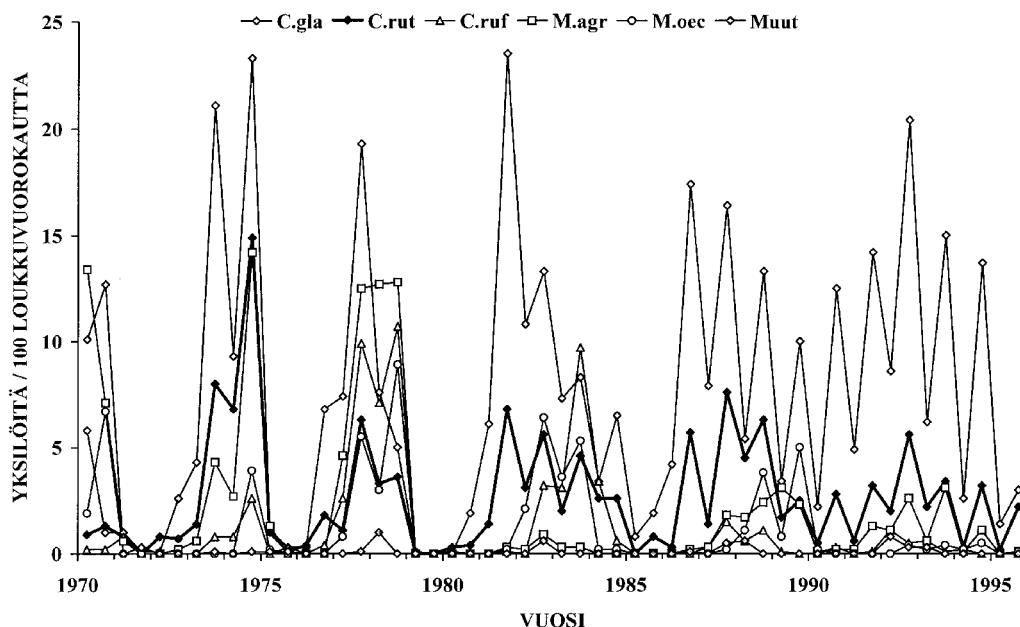
Luonnonsuojelubiologiassa yleinen ja keskeinen ongelma on hyvin vähäinen tieto indikaattorilajien pitkän aikavälin populaatiodynamiikasta. Pikkunisäkkäiden populaatioekologisella tutkimuksella on Suomessa vankat perinteet, minkä ansiosta voidaan järjestelmällisesti pohjalta miettiä pikkunisäkkäiden arvoa indikaattoreina. Suomessa on toisinaan suunniteltu lähinnä myyrien ja päästäisten käyttöä luonnonsuojelubiologisten tutkimusten indikaattorilajeina. Ulkomaisissa tutkimuksissa pikkunisäkkäitä on käytettykin indikaattoreina. On kuitenkin muistettava, että esimerkiksi Keski-Euroopan "hedgerow ecology:n" olosuhteet poikkeavat ratkaisevasti borealisista havumetsistä. Siksi lienee paikallaan aluksi pohtia ongelmia, jotka on otettava huomioon, jos pikkunisäkkäitä yritetään käyttää indikaattorilajeina borealisissa olosuhteissa.

Fennoskandian borealisen vyöhykkeen pikkunisäkkäiden esiintymistä ja runsautta luonnehtivat voimakkaat kannanvaihtelut. Myyrillä kannanvaihtelut ovat melko säännölliset (Henttonen ym. 1985, 1987, Hanski ym. 1993). Päästäisillä ne ovat jonkin verran epämääräisemmät, vaikka vaihteluväli voi sinänsä olla suuri (Kaikusalo & Hanski 1984, Henttonen ym. 1989). Etelä- ja Keski-Suomessa myyrien kannanvaihtelujakson pituus on useimmiten kolme, joskus neljä vuotta, mutta pohjoisessa jakson pituus on neljä–viisi vuotta (Hanski ym. 1991). Kuvassa 1 on esitetty Pallasjärvellä tekemästani pitkäaikaisesta tutkimuksesta tyypillisten metsä- ja avomaiden myyrälajien kannanvaihtelut vuodesta 1970 alkaen.

Peräkkäisten vuosien pikkunisäkkäkannat poikkeavat huomattavasti toisistaan. Yhden vuoden tutkimus ei välttämättä kerro paljoakaan lajistosta ja sen runsaus-suhteista. Jotain tietoa voidaan saada ainoastaan silloin, kun tutkimus osuu kannanvaihtelujakson huippuvuoteen. Jos pikkunisäkkäät ovat tutkimuskohteena luonnonsuojelubiologisissa tai ympäristöä manipuloivissa kokeellisissa tutkimuksissa, vertailukelpoisten ajankohtien väli (sama kannanvaihtelun ajankohta) on maantieteellisestä sijainnista riippuen 3–5 vuotta. Yksittäisten lajien dynamiikan muutokset ovat vuodesta toiseen niin suuria, ettei peräkkäisiä vuosia voida vertailla.

Tiheysvaihtelun myötä myös eläinten käyttäytyminen muuttuu vuodesta toiseen. Esimerkiksi metsämyyrällä nuorten kypsyminen lisääntymiskykyiseksi (maturoituminen) jatkuu nousuvuonna kauemmin kuin huippuvuonna. Metsämyyrälle on tyypillistä reviirikäyttäytyminen, ja siksi maturoituvat eläimet joutuvat jättämään syntymäpaikkansa. Sen sijaan nuoret, maturoitumattomat myyrät voivat jäädä emojensa reviireille. Tästä on seurauksena, että nousuvuonna on liikkeellä runsaasti nuoria "kodittomia" juuri sukukypsiä metsämyyriä, jotka et-

sivät aktiivisesti sopivaa reviiriä. Jos esimerkiksi halutaan tutkia ekologisia käy-  
täviä, edellä mainituista syistä johtuen ongelmaksi muodostuu mm. nousu- ja  
huippuvuonna aktiivisesti muualle liikkuvien eläinten hyvin erilainen määrä,  
vaikka todellisissa tiheyksissä ei suurta eroa olisikaan.



Kuva 1. Myyrien kannanvaihtelut Pallasjärvellä vuodesta 1970 alkaen. Punamyyrän tiedot on esi-  
tetty vahvennetulla viivalla. Vuosittain on ollut kaksi pyyntijaksoa kesäkuun alussa ja syyskuussa.  
Kuvaan on yhdistetty metsien lajit (C. gla = metsämyyrä, C.rut. = punamyyrä ja C. ruf. harmaa-  
kuvemyyrä) sekä avomaiden lajit (M. agr. = peltomyyrä ja M. oec. = lapinmyyrä). Muut ovat lähinnä tunturisopuleita.

Myös toisiaan seuraavat syklit (kannanvaihtelujaksot) saattavat poiketa melkoi-  
sesti toisistaan. Vaikka dynamiikka olisi säännöllistä yhteisötasolla, yksittäisten  
myyrälajien – ja joskus päästäistenkin – runsauksissa voi tapahtua yllättäviä  
muutoksia syklistä toiseen. Osin tämä voi johtua lajienvälisessä kilpailuhierarki-  
assa huipulla olevien lajien dynamiikan vaihtelusta (Henttonen ym. 1977, Hent-  
tonen & Hansson 1984, Hanski & Henttonen 1996). On luonnollista, että kilpai-  
luasemassa heikompi laji reagoi vahvemman runsauteen. Mutta myös kilpailulli-  
sesti vahvojen lajien runsaudet muuttuvat huipusta toiseen; tämän syitä ei tark-  
kaan tiedetä. Varsinkin Pohjois-Suomen monilajisissa myyräyhteisöissä lajien  
runsaussuhteet voivat vaihdella paljonkin huipusta toiseen. Näin ollen edes 3–5  
vuoden välein toistuvat huippuvuodet eivät välttämättä ole vertailukelpoisia  
ympäristötutkimuksissa. Etelä- ja Keski-Suomessa myyrien lajimäärä on pie-  
nempi kuin pohjoisessa, mikä helpottaa huippujen välistä vertailua; ainakaan  
kilpailusuhteet eivät vaikuta niin paljon etelässä kuin pohjoisessa.

Jotta asia ei olisi aivan yksinkertainen, pikkunisäkkäiden populaatiodynamiikassa tapahtuu myös normaaleja kannanvaihtelujaksoja pitkäaikaisempia muutoksia. Tästä hyvänä esimerkkinä ovat Länsi-Lapin tapahtumat 1980-luvun puolivälistä lähtien. Esimerkiksi Pallasjärvellä – ja laajalti Lapissa – neljän vuoden jaksoisuus on vaimentunut ja lajienvälinen synkronia on heikentynyt (Henttonen ym. 1987, Henttonen 1997, Hanski & Henttonen 1996). 1990-luvun myyrädynamiikka on aivan erilainen kuin 1970-luvun dynamiikka.

Kaikesta edellä esitetystä huolimatta Pallasjärven myyräyhteisössä on kuitenkin yksi laji, joka säännönmukaisia romahdusvuosia lukuun ottamatta esiintyy tasaisesti, joskaan ei runsaana. Tällaista indikaattorilajilta toivotaan. Tämä laji on punamyyrä.

#### 4.7.2 Punamyyrä indikaattorilajina

Punamyyrän levinneisyys Suomessa kattaa pohjoisimman Lapin, ja ulottuu etelässä linjalle Kolarin pohjoisosista Sodankylän keskiosiin. Kainuussa on erillinen esiintymä (Henttonen & Peiponen 1981).

Punamyyrä on tyypillinen vanhojen metsien laji (Henttonen & Hansson 1984). Esimerkiksi Pallasjärven tutkimuksissa eri biotoopeilla sijaitsevilla vakiokoealueilla punamyyrää on tavattu aniharvoin muualta kuin vanhoista metsistä (Henttonen ym. 1977, oma julkaisematon). Koko pikkuniskäsfaunastamme vastaavanlaisia lajeja ovat lähinnä metsäsopuli (*Myopus schistcolor*) ja idänpäästäinen (*Sorex caecutiens*). Metsäsopulin käyttöarvoa indikaattorilajina heikentää sen runsaudenvaihtelun epämääräisyys: laji voi olla pitkiä aikoja kadoksissa jopa niillä alueilla, missä sen tiedetään periaatteessa esiintyvän. Toisaalta vaellustensa aikana sitä voi tavata teiltä ja pihoilta. Idänpäästäinen puolestaan on pienehkö laji, joten se ei laukaise kokemattoman pyytäjän tappoloukkuja, vaan vaati joko suppilopyynnin tai herkät elävänä pyydystävät loukut, jotka molemmat edellyttävät selvästi enemmän työtä kuin tappopyynti.

Jopa varttuneessa metsässä punamyyrä on tarkka ympäristön valinnastaan. Elävänäpyyntitutkimuksissani olen todennut, kuinka se ihmisilmin varsin yhtenäisessä vanhassa paksusammalmetsässä viihtyy varjoisilla, niukasti mustikkaa kasvavilla laikuilla (Henttonen 1980). Punamyyrän riippuvuus vanhoista metsistä johtuu ainakin talvella sen ravinnosta, joka keskitalvella koostuu lähes kokonaan puissa kasvavista jäkälistä (omat havainnot). Punamyyrä onkin erinomainen kiipeilijä, vanhan kansan suussa tunnettu ”oravahiirenä”.

Punamyyrä on Pohjois-Suomen myyräyhteisöissä tavallaan puun ja kuoren välissä. Edellä jo kuvasin sen riippuvuutta vanhoista metsistä elinympäristönä. Tämän lisäksi punamyyrän ”ongelmana” on, että se on lajien välisessä kilpailuhierarkiassa pohjalla. Kaikki muut samoilla alueilla elävät myyrälajit, metsäsopulia ehkä lukuun ottamatta, syrjäyttävät sen, jos osuvat samalle habitaatille. Metsissä asuvista lajeista yleisenä esiintyvä metsämyyrä ja ajoittain esiintyvä harmaakuvemyyrä (*Clethrionomys rufocanus*) rajoittavat punamyyrän runsautta.

Edellä mainittiin metsämyyrien lisääntyvien naaraiden reviirikäyttäytyminen. Sama reviirikäyttäytyminen ilmenee myös *Clethrionomys*-lajien välillä. Kun voimakkaampi metsä- tai harmaakuvemyyränaaras valtaa itselleen reviirin, kyseinen tila on punamyyrältä pois. Lisäksi lisääntyvät koiraat suhtautuvat varsin aggressiivisesti toisiinsa. Jortikka (1990) teki Pallasjärven myyräprojektissa laajan kokeen, jossa todettiin, että metsämyyrän säännöllinen poistaminen koealueilta lisää huomattavasti punamyyrien määriä. Punamyyrien poisto ei puolestaan vaikuttanut näkyvästi metsämyyrien määrään. Toisaalta harmaakuvemyyrän runsastuminen vanhoissa metsissä vähentää myös metsämyyrien määrää (omat havainnot). Lisäksi Kaarsalo (1988) on kokeellisesti havainnut, kuinka harmaakuvemyyrän läsnäolo aiheuttaa punamyyrän alkuvaiheessa olevan raskauden keskeytymisen.

Laajoissa vanhoissa metsissä punamyyrällä riittää laikkuja, joissa se säilyy *Clethrionomys*-myyrien lajienvälisestä kilpailusta huolimatta. Tilanne muuttuu kuitenkin monimutkaisemmaksi, kun vanhat metsät pirstoutuvat. Pienissä yksiköissä punamyyrän häviämistodennäköisyys kasvaa pelkästään *Clethrionomys*-lajien välisen kilpailun vuoksi. Metsäsaarekkeiden uudelleen asuttaminen on punamyyrälle todennäköisesti hidasta, koska punamyyrät eivät juurikaan liiku aukeilla. Tämän lisäksi pieneen yksikköön vaikuttavat haitallisesti ympäristön tapahtumat. Hakkuualueilla runsastuvat pelto- ja lapinmyyrät (*Microtus agrestis* ja *M. oeconomus*), jotka ovat ylivoimaisia kilpailijoita punamyyrille. Kannanvaihtelun huippuvaiheessa nämä lajit siirtyvät tavallisesti myös reheviin metsiin ja voivat syrjäyttää *Clethrionomys*-lajit valtaamiltaan paikoilta.

Vanhojen metsien saarekkeiden punamyyrien määrään vaikuttavat myös pikkupedot, lumikot ja kärpät. Pikkupedot runsastuvat nimenomaan *Microtus*-myyrien turvin, joiden tiheydet voivat olla moninkertaiset esimerkiksi metsä- tai punamyyrään verrattuina (Henttonen 1987). Kun myyräkannat romahtavat, avomaiden myyrien turvin runsastuneet pikkupedot voivat luultavasti jyllätä haitallisemmin pienialaisissa kuin laaja-alaisissa vanhoissa metsissä ja aiheuttavat ensin mainituissa herkemmin punamyyrien sukupuuttoja.

Tiivistäen voidaan todeta, että punamyyrä täyttää hyvälle indikaattorilajille asetettavia ehtoja monessa suhteessa. Se on vanhojen metsien laji, sen pitkän ajan dynamiikka on sangen vakaa (hyväksyen kannanvaihteluihin liittyvät romahdusvuodet), ja lajin heikko asema lajienvälisessä kilpailussa lisää sen herkkyyttä ympäröivän metsämaiseman muutoksille.

*Lähteet*

- Hanski, I. & Henttonen, H. 1996: Predation on competing rodent species: a simple explanation of complex patterns. – *Journal of Animal Ecology* 65: 220–232.
- , Hansson, L. & Henttonen, H. 1991: Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. – *Journal of Animal Ecology* 69: 353–367.
- , Turchin, P., Korpimäki, E. & Henttonen, H. 1993: Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. – *Nature* 364: 232–235.
- Henttonen, H. 1980: Pohjois-Suomen pikkujyrsijöiden yhteisörakenne ja lajien välinen kilpailu. – Pro gradu-työ, Helsingin yliopiston eläintieteen laitos, Helsinki. 66 s.
- 1987: The impact of spacing behavior in microtine rodents on the dynamics of least weasels *Mustela nivalis*. – *Oikos* 50: 366–370.
- 1997: The rodent project at Pallasjärvi. – Teoksessa: Loven, L. & Salmela, S. (toim.), Pallas-Symposium 1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 623: 49–58.
- & Hansson, L. 1984: Interspecific relations among small rodents in European boreal and subarctic environments. – *Acta Zoologica Fennica* 172: 61–65.
- & Peiponen, V. A. 1982: Polarrötelmaus, *Clethrionomys rutilus*. – Teoksessa: Niethammer, J. & Krapp, F. (Red.), *Handbuch der Säugetiere Europas*, Vol 2/1., Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. S. 165–176.
- , Kaikusalo, A., Tast, J. & Viitala, J. 1977: Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. – *Oikos* 29: 581–590.
- , McGuire, A. D. & Hansson, L. 1985: Comparisons of amplitudes and frequencies (spectral analyses) of density variations in long-term data sets of *Clethrionomys* species. – *Annales Zoologici Fennici* 22: 221–228.
- , Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisalmi, V. 1987: How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – *Oikos* 50: 353–365.
- , Haukisalmi, V., Kaikusalo, A., Korpimäki, E., Norrdahl, K. & Skarén, U. A. P. 1989: Long-term population dynamics of the common shrew *Sorex araneus* in Finland. – *Annales Zoologici Fennici* 26: 349–355.

- Jortikka, A. 1990: Metsämyyrän *Clethrionomys glareolus* ja punamyyrän *C. rutilus* lajien välisestä kilpailusta. – Pro gradu -työ, Helsingin yliopiston eläintieteen laitos, Helsinki. 33 + 8 s.
- Kaarsalo, K. 1988: Kilpisjärven punamyyränaaraan (*Clethrionomys rutilus*) tiineyden keskeytyminen vieraan kannan uroksen (*C. rutilus* Pallas) ja vieraan lajin uroksen (*C. rufocanus*) vaikutuksesta. – Pro gradu -työ, Helsingin yliopiston eläintieteen laitos, Helsinki. 100 + 4 s.
- Kaikusalo, A. & Hanski, I. 1984: Population dynamics of *Sorex araneus* and *S. caecutiens* in Finnish Lapland. – *Acta Zoologica Fennica* 173: 283–285.

### *Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta*

- Hansen, T. F., Stenseth, N. C., Henttonen, H. & Tost, J. 1999: Interspecific and intraspecific competition as causes of direct and delayed density dependence in a fluctuating vole population. – *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 96: 986–991.
- Henttonen, H. 2000: Long-term dynamics of the bank vole *Clethrionomys glareolus* at Pallasjärvi, northern Finnish taiga. – Teoksessa: Bujalska, G. and Hansson, L. (toim.), *Bank vole biology: Recent advances in the population biology of a model species*. – *Polish Journal of Ecology* 48 Suppl.: 87–96.
- & Hanski, I. 2000: Population dynamics of small rodents in northern Fennoscandia. – Teoksessa: Perry, J. N., Smith, R. H., Woivod, I. P. and Morse, D. (toim.), *Chaos in real data. The analysis of non-linear dynamics from short ecological time series*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. S. 73–96.
- Prévot-Julliard, A.-C., Henttonen, H., Yoccoz, N. G. & Stenseth, N. C. 1999: Delayed maturation in female bank voles: optimal decision or social constraint? – *Journal of Animal Ecology* 68: 684–697.

## 4.8 Männyn taiminen tuulenkaatojen juuristokuopissa Urho Kekkonen kansallispuistossa

Heikki Kauhanen  
Metsäntutkimuslaitos

### 4.8.1 Johdanto

Puiden kaatuminen juurineen on tärkeä osa vanhojen metsien dynamiikkaa. Latvuserroksen ohella tuulenkaadot aiheuttavat muutoksia myös metsämaassa. Kun puu kaatuu juurineen, kasvipeite, humuskerros ja kivennäismaan pintaosa rikkoutuvat. Sen seurauksena metsämaan kerroksellisuus muuttuu ja erilaiset kuoppa-kumpumuodostelmat lisäävät pinnanmuotojen vaihtelua. Eri-ikäisten kuoppien ja kumpujen osuus metsämaan pinta-alasta saattaa olla kymmeniä prosentteja, mikä lisää kasvupaikkojen monimuotoisuutta pienessä mittakaavassa (Collins & Pickett 1982, Beatty & Stone 1986, Peterson ym. 1990).

Syyskuun 22. päivänä 1982 Mauri-myrsky aiheutti pienialaisia harvennuksia eri puolilla Urho Kekkonen kansallispuistoa. Kolme vuotta myöhemmin, lokakuun 16. päivänä 1985, Sirkka-myrsky kaatoi puiston metsiä laajalla alueella. Näkyvimmat jäljet Sirkka-myrsky jätti Jaurujoen laaksoon ja sen välittömään ympäristöön. Koska lähes kaikki vauriopuut kaatuivat juurineen, metsämaahan syntyi runsaasti kasvipeitteestä paljastuneita kivennäismaalaikkuja. Niiden osuus maanpinnasta oli paikoin lähes 6 % (Kauhanen 1991).

Tuulenkaatojen synnyttämien kuoppien merkitystä taimettumisalustana on tarkasteltu lukuisissa tutkimuksissa. Useimmiten ongelmaa on lähestytty vertaamalla kuoppia niitä ympäröivään koskemattomaan kasvipeitteeseen. Kuopan sisäiset pienympäristöt ovat jääneet vähemmälle huomiolle. Eräissä tutkimuksissa on kuitenkin osoitettu, että yksittäisen kuopan sisäisellä vaihtelulla on vaikutusta niin ruohokasvien kuin puidenkin esiintymiseen kuoppien pienympäristöissä (Collins & Pickett 1982, Peterson ym. 1990).

Tässä tutkimuksessa tarkastellaan mäntytaimien kolonisaatiota ja menestymistä juuristokuoppien pienkasvupaikoilla. Erityisenä tarkoituksena on selvittää onko kuoppien sisäisellä mikrotopografialla vaikutusta taimien esiintymiseen ja eloonjäämiseen?

### 4.8.2 Tutkimusalue ja menetelmät

#### 4.8.2.1 Tutkimusalue

Tutkimusalue sijaitsee Jaurujoen laaksossa (68° 07' N) Urho Kekkonen kansallispuiston itäosassa. Laakson pohja on lännessä (28° 22' E) yli 240 metrin korkeudella, mutta laskee valtakunnan rajalla (28° 49' E) noin 90 metriä alemmaksi.

Noin 10 km ennen valtakunnan rajaa laakson pohja on 170–190 m etelälaidan vaarojen selännettä alempana.

Maaperä koostuu moreeneista, jotka ovat paikoin hyvin kivisiä. Tyyrojan suulta itään laakson pohjalla esiintyy jokiterasseja, joiden aineksena on sora tai karkea hiekka. Laakson pohjoislaidalla vallitsevat väljäasentoiset mäntymetsät, kun taas Jaurujoen eteläpuolella esiintyy myös kuusikoita. Varjoiset paksusammalkuusikot ovat erityisen tyypillisiä Auhtiselällä. Aluetta on kuvattu yksityiskohdaisemmin aikaisemmassa artikkelissa (Kauhanen 1989).

#### *4.8.2.2 Menetelmät*

Vuonna 1990 alkanut taimimistutkimus on toteutettu pääosin aikaisemmin perustetuilla näytealoilla. Eri-ikäisten kuoppien vertailua varten perustettiin kolme uutta näytealaa Mauri-myrskyn harventamiin metsikkökuvioihin. Tämän artikkelin aineistossa ovat mukana ne näytealat, joilla taimien havainnointi suoritettiin vähintään neljänä vuonna. Aineisto on kerätty vuosina 1990–1995.

Juuristokuopista tutkittiin kaikki löydetyt mäntytaimet, ja niiden sijainti merkittiin värillisillä muovitikuilla. Taimista kirjattiin muistiin sijainti kuopassa, kehitysvaihe ja kunto. Kuoppien sisällä erotettiin neljä erilaista kasvupaikkaa: reunatasanne, rinne, kuopan pohja ja eroosiokumpu. Jokaisella näytealalla tutkittiin yhteensä noin 20 kuoppaa.

Taimien kehitystä kuvattiin Yli-Vakkurin (1961) käyttämää luokitusta soveltaen. Elinvoimaisuuden arvioinnissa taimet jaettiin kolmeen luokkaan: kuolleisiin, sairaisiin ja hyväkuntoisiin. Sairaiksi luokiteltiin kaikki huonokuntoiset taimet.

#### *4.8.3 Tulokset ja niiden tarkastelu*

Tutkimusalueen vanhemmat juuristokuopat olivat ensimmäisenä havaintovuonna seitsemän ja nuoremmat neljän vuoden ikäisiä. Useimmissa kuopissa siemenillä oli esteetön pääsy kivennäismaahan, koska kasvillisuussukessio oli hyvänä siemensatovuonna 1989 vielä alkuvaiheessaan. Joissakin kuopissa kivennäismaa oli runsaan karikkeen tai tuuhean karhunsammalkasvuston peitossa.

Tutkittuja kuoppia oli kuudella näytealalla yhteensä 125, joista noin joka neljännessä (30) ei havaittu mäntytaimia koko tutkimusjakson aikana (taulukko 1). Taimia löytyi keskimäärin 2,1 tutkittua juuristokuoppaa kohden. Taimitiheys oli suurin laakson pohjalla vanhemmissa kuopissa (3,5 kpl) ja alhaisin Pittivaaralla nuoremmassa kuopissa (0,9 kpl).



Taulukko 1. Tutkittujen juuristokuoppien ja taimien määrä Jaurujokilaaksossa.

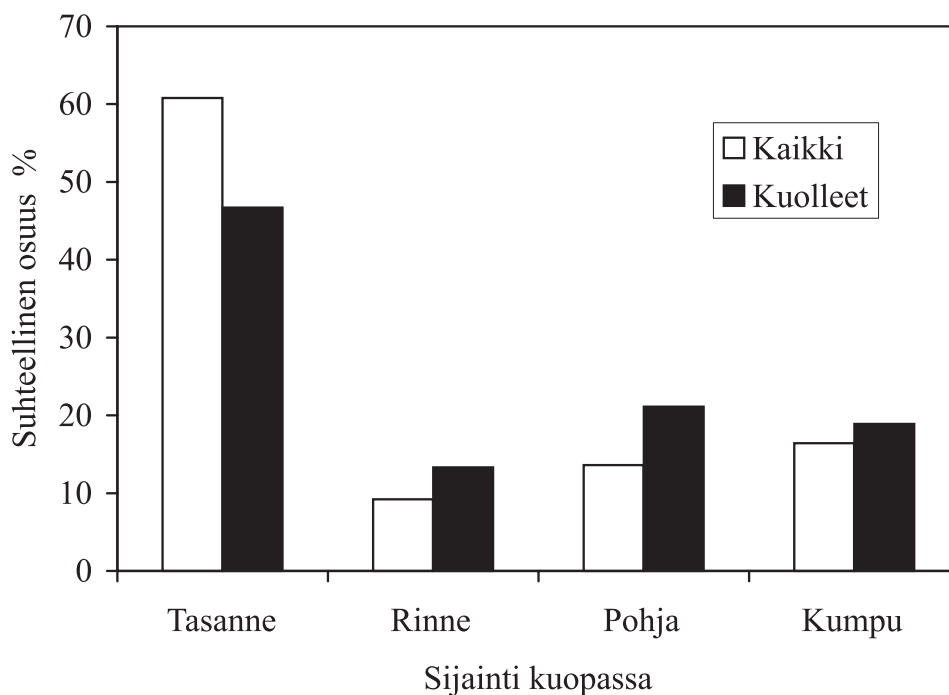
Näyteala	Korkeus m mpy.	Tutkittuja kuoppia	Tyhjiä kuoppia	Taimia yhteensä	Taimia/ kuoppa
Vaaran laki	310	22	4	56	2,55
Pittivaara Sirkka	290	22	13	20	0,90
Pittivaara Mauri	280	21	1	44	1,76
Härkämurusta	250	20	6	36	1,80
Mella Sirkka	170	20	4	39	1,95
Mella Mauri	168	20	2	70	3,50
Yhteensä		125	30	265	2,12

Siemensatovuoden taimituotannosta ei ole suoraa tietoa, sillä se ei sisälly tutkimusjaksoon. Koska ensimmäisen talven tiedetään olevan tuhoisa pienille taimille, voidaan aikaisempien tutkimusten (Yli-Vakkuri 1961) perusteella päätellä, että siemensatokesänä on syntynyt sirkkataimia tutkimuksessa löydettyjen taimien määrää enemmän. Tämän tutkimuksen tulokset osoittavat, että hyvä siemenvuosi tuotti varsin vähän elinkelpoisia taimia. Uusia taimia syntyi vähäisessä määrin vuoden 1989 jälkeenkin, mikä on osoitus joko jälki-itämisestä, taimimisestä huononakin siemenvuonna tai molemmista. Männyn siemenen tiedetään säilyvän itämiskykyisenä muutaman vuoden ajan, mikä on osoitettu kylvökokein (mm. Lassila 1920, Siren 1952, Häggman 1987). Häggmanin (1987) mukaan jälki-itäminen on sitä voimakkaampaa, mitä huonommin tuleentunutta siemen on.

Taimista noin 60 % kasvoi kuopan reunatasanteella, 9 % rinteessä, 13 % pohjalla ja 16 % eroosiokummulla (kuva 1). Tuloksen perusteella humusta sisältävä tasanne näyttäisi olevan kivennäismaata parempi itämisalusta. Taimitiheystietojen puuttuessa vertailulle ei ole todistusaineistoa. Taimien voittopuolinen esiintyminen tasanteella johtunee suurelta osin tämän pienkasvupaikan suuresta suhteellisesta osuudesta. Neljällä kuudesta näytealasta kuopat olivat maaperän kivisyydestä johtuen matalia, jolloin valtaosa kuoppien pinta-alasta oli tasannetta.

Taimien eloonjäätymisessä havaittiin eroja pienkasvupaikkojen välillä. Parhaiten menestyivät kuoppien reunaosissa itäneet taimet. Kun kaikista taimista tasanteella kasvoi edellä mainitut 60 %, kuolleita taimia löytyi tasanteelta suhteellisesti vähemmän eli noin 47 % kaikista kuolleista taimista (kuva 1). Muilla kasvupaikoilla tilanne oli päinvastainen. Elävyydet juuristokuoppien eri osissa olivat tutkimusjakson lopussa seuraavat: tasanne 73 %, eroosiokumpu 59 %, rinne 48 % ja kuopan pohja 44 %. Humusta sisältävä taimettumisalusta ja kuoppaa reunustavan kasvillisuuden suoja selittänevät tasanteella kasvaneiden taimien hyvän menestyksen. Erityisen hyväkuntoisia ja kehittyneitä olivat aivan kuopan reunaan syntyneet taimet. Yli-Vakkurin (1961) mukaan koskematon kasvipeite ja humus ovat hyviä, jopa kivennäismaata parempia taimimisalustoja suotuisissa

kosteus- ja lämpöoloissa. Mauri-myrskyn koilliseen kaatamien puiden kuopissa kivennäismaalla kasvavat taimet ovat alttiina paahteisten päivien kuumuudelle ja kuivuudelle. Sen sijaan Sirkka-myrskyn kaakkoon kaataneiden puiden kuopissa taimet ovat juuristolaattojen varjostuksen vuoksi ainakin osittain suojassa paahteelta. Tiettyyn kehitysvaiheeseen (kääpiöversoja parittaisine neulasineen) edenneet taimet kestivät lähes poikkeuksetta ilmasto- ja maaperätekijöiden vaihtelut.



Kuva 1. Kaikkien (kuolleet ja elävät) ja kuolleiden mäntytaimien määrän jakautuminen juuristokuoppien eri osiin.

Tutkimusalueen juuristokuoppien taimettumiskunto ei ollut vielä parhaimmillaan siemensatovuonna 1989. Normaalin talvikuolleisuuden lisäksi kasvipeitteettömien kuoppien taimia kuoli myös kuivuuteen. Useissa tutkimuksissa on todettu, että suotuisa kosteus on ratkaisevan tärkeä taimettumisvaiheessa (Lassila 1920, Oinonen 1958, Yli-Vakkuri 1961, Lehto 1969). Eroosiokummulla ja kuopan pohjalla kasvavista taimista huomattava osa hautautui juuristolaatosta sortuneen aineksen alle Sirkka-myrskyn synnyttämässä kuopissa. Harvinaisempi kuolinsyy oli tallaaminen (poro ja hirvi).

Tämä tutkimus osoittaa, että ensimmäinen hyvä siemensato ei tuottanut Jaurujokilaaksossa taimiainesta, joka yhdessä aikaisempien taimien kanssa riittäisi korvaamaan myrskyn harvennukset. Kuoppien taimettumiskunto paranee kuitenkin vuosi vuodelta, kun eroosion heikkeneminen, karikkeen kerääntyminen ja pioneerikasvien levittäytyminen tasaavat olosuhteiden äärevyyttä. Tämä edistä-

nee taimimäärän lisääntymistä hyvien siemenvuosien välilläkin. Numminen (1989) on havainnut, että hyvissä olosuhteissa itävää, vajaasti tuleentunutta siementä valmistuu aika paljon metsänrajalla, jos lämpösumma on yli 600 d.d:n. Seuraava hyvä siemensato tulee varisemaan paremmalle alustalle kuin vuoden 1989 siemen, sillä rikkoutunut maa säilyy Lapissa kauan taimettumiskuntoisena.

### *Lähteet*

- Beatty, S. W. & Stone, E. L. 1986: The variety of soil microsites created by tree falls. – *Canadian Journal of Forest Research* 16: 539–548.
- Collins, S. L. & Pickett, S. T. A. 1982: Vegetation composition and relation to environment in an Allegheny hardwoods forest. – *American Midland Naturalist* 108: 117–123.
- Häggman, J. 1987: Voiko männyn siemen jälki-itää? – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 278: 115–122.
- Kauhanen, H. 1989: Jaurujokilaakson tuulenskaatoalueen inventointi Urho Kekkonen kansallispuistossa – *Folia Forestalia* 736: 59–66.
- 1991: Lokakuun 1985 tuulituhon vaikutukset metsän rakenteeseen Itä-Lapissa. – *Luonnon Tutkija* 95: 45–48.
- Lassila, I. 1920: Tutkimuksia mäntymetsien synnystä ja kehityksestä pohjoisen napapiirin pohjoispuolella. – *Acta Forestalia Fennica* 14: 1–95.
- Lehto, J. 1969: Tutkimuksia männyn uudistumisesta Pohjois-Suomessa siemenpuu- ja suojuspuumenetelmällä. – *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 67(4): 1–140.
- Numminen, E. 1989: Pohjois-Lapin metsäpuiden siementuotanto. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 77: 1–13.
- Oinonen, E. 1958: Suojametsäkysymyksestä. Lapin suojametsäaluetta koskevia tutkimuksia vuodelta 1957. – *Moniste, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa*.
- Peterson, C. J., Carson, W. P., McCarthy, B. C. & Pickett, S. T. A. 1990: Microsite variation and soil dynamics within newly created treefall pits and mounds. – *Oikos* 58:39–46.
- Siren, G. 1952: Havaintoja Perä-Pohjolan valtion mailla vuosina 1948–50 suoritetuista männyn kylvöistä. – *Silva Fennica* 78:1–40.
- Yli-Vakkuri, P. 1961: Kokeellisia tutkimuksia taimien syntymisestä ja ensikehityksestä kuusikoissa ja männiköissä. – *Acta Forestalia Fennica* 75: 1–122.

## 4.9 Pisavaaran luonnonpuiston puusto- ja kasvillisuus-kartoitus

Timo Penttilä, Heikki Eeronheimo, Sointu Nenola ja Matti Siipola  
Metsäntutkimuslaitos

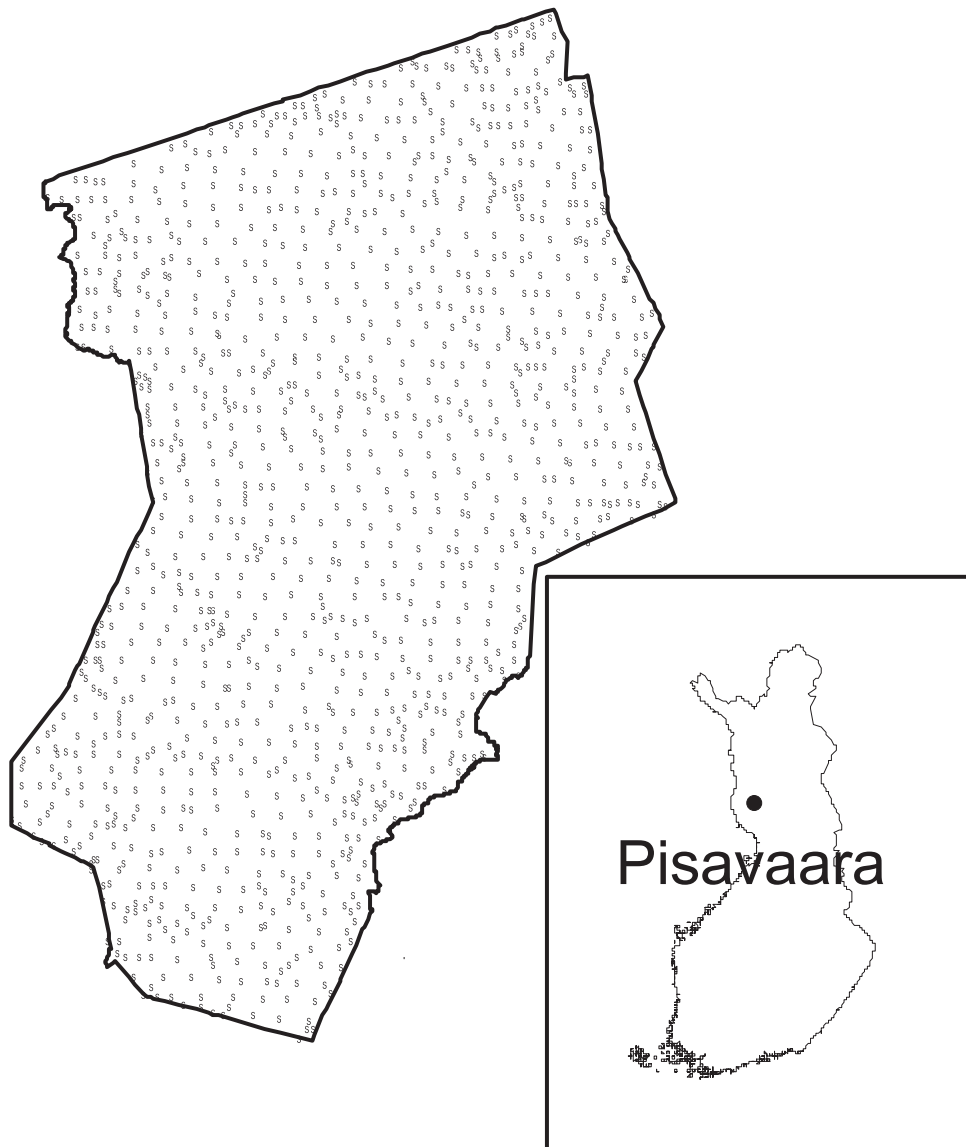
### 4.9.1 Johdanto

Pisavaaran luonnonpuisto perustettiin vuonna 1938 etelälappilaisen vaarametsä-alueen säilyttämiseksi luonnontilassa tutkimus- ja opetustarkoituksia varten. Luonnonsäästiö sijaitsee Tervolan ja Rovaniemen maalaiskunnan alueella (kuva 1). Sen pinta-ala on 4 887 ha, ja se edustaa keskiboreaalista havumetsävyöhykettä. Ihmisen vaikutus alueen luontoon on ollut 1900-luvulla vähäinen. Ainakaan vuoden 1924 jälkeen alueella ei ole tehty hakkuita. Poronhoito on sallittua, ja se vaikuttaa jossain määrin alueen luonnontilaisuuteen.

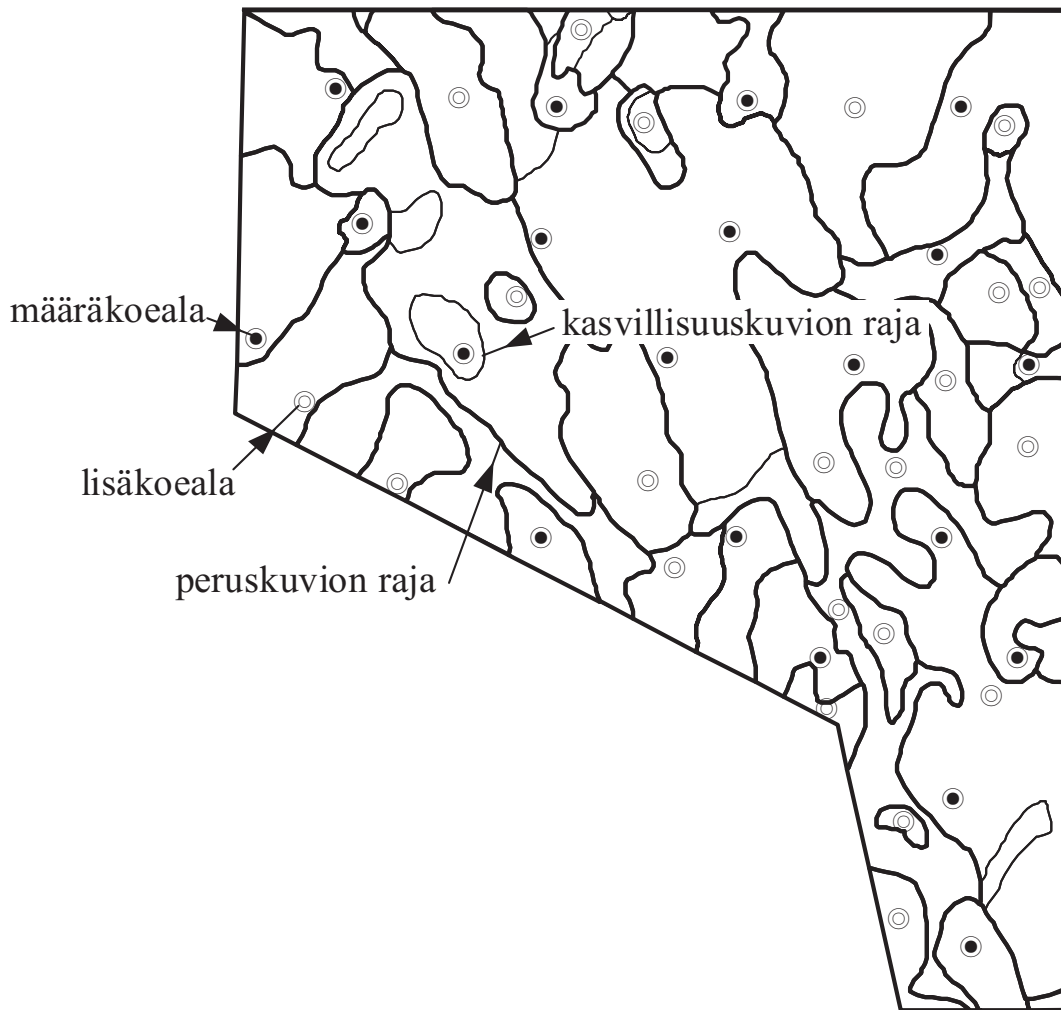
Pisavaarasta on tehty kasvillisuuskarttoitus vuosina 1946–1948 (Teivainen 1949). Tässä esiteltävässä puusto- ja kasvillisuusinventoinnissa oli tavoitteena tuottaa ajantasaiset paikannetut tiedot maaluokista, kasvillisuudesta ja kasvistosta, elävän ja kuolleen puuston määrästä, laadusta ja rakenteesta sekä tietyistä kasvu- paikkaominaisuuksista tutkimus- ja opetustoimintaa sekä luonnonpuiston hoidon ja käytön suunnittelua varten.

### 4.9.2 Menetelmä ja aineisto

Inventointimenetelmäksi valittiin systemaattisen linjoittaisen koeala-arvioinnin ja kuvioittaisen arvioinnin yhdistelmä. Linjamenetelmällä tavoiteltiin systemaattista otosta puuston määrästä, kasvillisuustyypeistä ja kasvilajistosta koko alueen tasolla. Arviointilinjat sijoitettiin vaaramuodostumaan nähden poikkisuuntaisesti (kuva 1). Linjojen väli oli 200 metriä. Alustavaa, väri-infrailmakuville (1:10 000) tehtyä kuviointia täydennettiin paikantamalla kuviorajojen ja arviointilinjojen leikkaukset ja lisäämällä maastossa havaitut peruskuviorajat. Lisäksi peruskuvioiden sisään rajattiin kasvillisuuskuviot (kuva 2), joita saattoi olla puustoltaan yhtenäisen peruskuvion sisällä useita. Kasvillisuusluokittelu tehtiin soveltaen Toivosen & Leivon (1993) luokitusta siten, että metsien ja soiden luokituksessa ei otettu huomioon puustoon perustuvia luokkia. Suotyyppien määrittelyssä apuna käytettiin Eurolan ym. (1994) kuvauksia.



*Kuva 1. Pisavaaran luonnonpuiston ja inventointikoealojen sijainti.*



Kuva 2. Esimerkki peruskuvioiden ja kasvillisuuskuvioiden rajauksista sekä määrä- ja lisäkoalojen sijoittelusta. Peruskuviolla on yhtenäinen maaluokka, maaperä, kasvupaikkatyyppi ja puusto. Kasvillisuuskuviolla on yhtenäinen kasvillisuustyyppi. Kasvillisuuskuviot on aina rajattu peruskuvion sisään. Määräkoela on systemaattisesti otostettu koeala (linjaväli 200 m, koelaväli 300 m). Lisäkoaloja sijoitettiin niille peruskuvioille, joille ei osunut yhtään määräkoelaa.

Inventointilinjoille sijoitettiin ns. määräkoela 300 metrin välein. Määräkoelaverkosta täydennettiin lisäkoaloilla siten, että kullekin metsäkuviolle sattui ainakin yksi koeala (kuva 2). Metsäkuvioille sattuneet määrä- ja lisäkoelat muodostavat inventoinnin puustokoealaverkon. Puustokoealalle sijoitettiin aina myös kasvillisuuskoela, jolta määritettiin kasvillisuustyyppi, kokonaispeittävyys kasvillisuuskerroksittain ja kasvilajisto. Koealojen keskipisteet olivat samassa paikassa. Kaikki koealat, havaitut uhanalaisten kasvilajien esiintymät sekä lähteet ja tihkupinnat paikannettiin GPS:llä.

Puuston mittauksessa sovellettiin Metsäntutkimuslaitoksen Luoti-maastotyöohjetta (Metsäntutkimuslaitos 1994): elävä puusto mitattiin ositteittain (puulaji, puujakso jne.) joko relaskoopikoealoilta tai kiinteäsäteisiltä koealoilta. Jälkim-

mäistä käytettiin alikasvokselle aina ja muille puusto-ositteille silloin, kun niiden pohjapinta-ala oli pienempi kuin  $4 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ . Elävän puuston tilavuus ja muut hehtaarikohtaiset tunnuksot laskettiin Metsäntutkimuslaitoksen TUTGIS-peruslaskentasovelluksella.

Kuollut pysty- ja maapuusto sekä mahdolliset kannot mitattiin määräsäteiseltä ympyräkoealalta (pinta-ala pääsääntöisesti  $300 \text{ m}^2$ ) kappaleittain. Koealalta luettiin kaikki rinnankorkeusläpimitaltaan yli 5 cm:n paksuiset kuolleet puut (myös hakkuulatvat) ja kannot, joiden läpimitta katkaisukorkeudelta (ylimmän juuren niska) oli yli 5 cm. Kuolleen pystypuun tai kannon katsottiin sijaitsevan koealalla, jos sen rungon syntypiste oli koealalla. Maapuiden sijainti koealalla määräytyi tyvipään nykyisen sijaintipisteen mukaan. Kuolleista puista tehtiin lahoasteluokitus, jossa kukin runko luokitettiin johonkin kolmesta lahoasteluokasta tai keloksi tai palaneeksi puuksi. Kuolleiden puiden runkotilavuus estimoitettiin Metsäntutkimuslaitoksen KPL-ohjelmiston avulla.

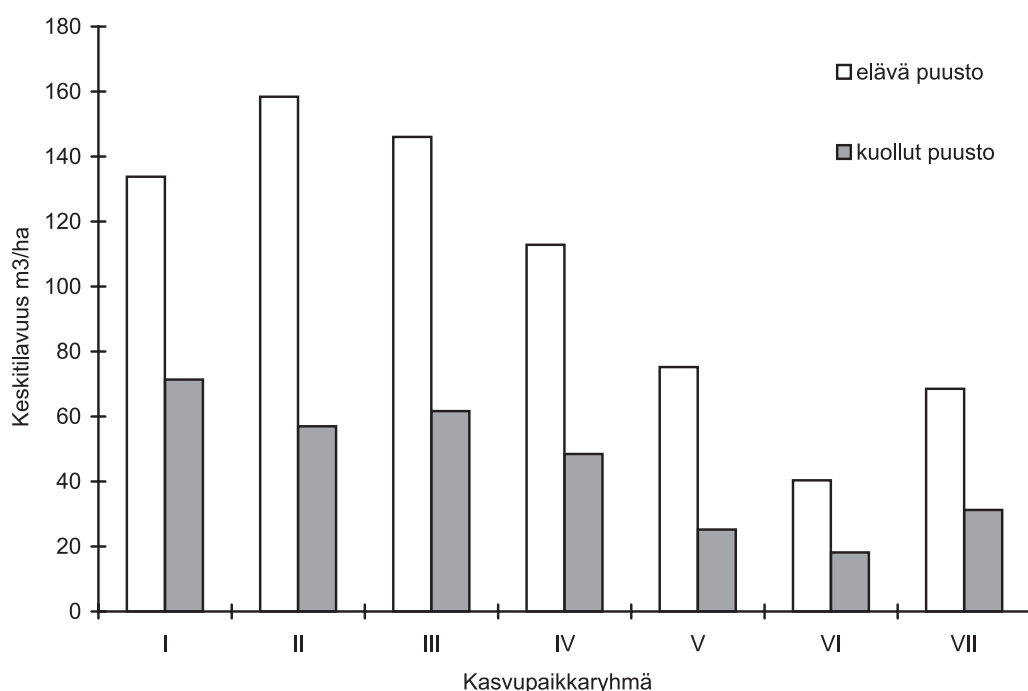
Peruskuvioilta koottiin kuvioittaiset tiedot mm. kasvupaikasta, puuston kehitysvaiheesta, metsikön rakenteesta, tuhoista, tehdyistä toimenpiteistä sekä monimuotoisuuden kannalta tärkeistä erityisominaisuuksista. Vastaavasti kasvillisuuskuvioilta määritettiin kuviotason tietoina kasvillisuustyyppin lisäksi mm. puuston sukkessiovaihe ja sukkession alkusyy.

Kartoituksen maastotyöt tehtiin vuosina 1995–1996. Inventointiryhmän muodosti kolme henkilöä, joista yksi oli metsätalousinsinööri ja yksi kasvitieteilijä, joka teki kasvillisuustyyppittelyn ja kasvillisuusnäytealojen inventoinnin.

Inventoinnissa rajattiin kaikkiaan 657 peruskuviota ja 835 kasvillisuuskuviota ja puustokoealoja mitattiin 1 201 kpl (kuva 1). Maastotöihin käytettiin noin 25 henkilötyökuukautta. Numeerisesta peruskartta-aineistosta, kuviorajoista ja kerätyistä pistemäisistä tiedoista kertyvä karttatieto sekä perus- ja kasvillisuuskuvioiden ominaisuustiedot on tallennettu Metlan TUTGIS-tietojärjestelmään.

### ***4.9.3 Tulokset ja niiden tarkastelu***

Metsäkuvioilla elävän runkopuuston keskitilavuudeksi saatiin  $130 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ . Kuolleen runkopuuston keskitilavuus oli  $55 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  eli 42 % elävän runkopuun määrästä. Kuolleesta puustosta maapuun osuus oli kaksi kolmannesta. Kasvupaikatyypeittäin elävän runkopuuston keskitilavuus oli noin  $40\text{--}160 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  ja kuolleen puuston keskirunkotilavuus  $40\text{--}70 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$  (kuva 3).



Kuva 3. Elävään ja kuolleen runkokuun keskitilavuus ( $m^3ha^{-1}$ ) metsäkuvioilla kasvupaikkaryhmittäin (I = lehdot, lehtoiset ja lettoiset suot; II = lehtomaiset kankaat, ruohoiset suot; III = tuoreet kankaat, mustikkaiset ja suursaraiset suot; IV = kuivahkot kankaat, puolukkaiset ja piensaraiset suot; V = kuivat kankaat, isovarpuiset ja lyhytkortiset suot; VI = karukkokankaat; VII = kalliomaat ja kiviäkö)

Pisavaaran kasvillisuus on hyvin metsävaltaista (taulukko 1). Metsien osuus koko puuston pinta-alasta on yli 70 %. Metsäkasvillisuudessa vallitsevina ovat tuoreet kankaat, joita on lähes puolet koko metsäalasta. Muutenkin metsät ovat varsin reheviä: lehtomaisten kankaiden osuus metsä-alasta on noin 6 % ja lehtojen noin 5 %. Koko puuston pinta-alastakin lehtojen ja lehtomaisten kankaiden yhteenlaskettu osuus on noin 8 %. Kasvillisuustyypeissä näkyy sekä Peräpohjolan että Pohjanmaa-Kainuun metsäkasvillisuusvyöhykkeiden piirteitä (Kalela 1961). Kuivista, kuivahkoista ja tuoreista kankaista noin 75 % määritettiin Peräpohjolan tyypeiksi.

Merkittävänä erona Teivaisen (1949) kartoitukseen on tämän kartoituksen tuoreiden kankaiden suuri ja vastaavasti kuivempien kankaiden pieni osuus. Kuivahkoissa ja sitä kuivemmissä kankaissa ero on yli 1 000 hehtaaria. Vaikka mukaan laskettaisiin osa tämän kartoituksen kallio- ja louhikkometsistä, ero on silti selvä. Mahdollisia syitä eroon ovat erot kasvillisuustyyppien määrittämisessä ja poronjäkälien väheneminen poronlaidunnuksen vaikutuksesta (esim. Mattila 1996).

Soita luonnonpuuston kasvillisuudesta on noin 22 % (taulukko 1). Valtaosa soista on puustoisia. Korpien osuus suopinta-alasta on huomattava – lähes 60 %. Koko puuston pinta-alastakin korpia on noin 11 %. Lähes koko korpiala muodostuu varsinaisista korvista. Rämien osuus suopinta-alasta on noin 30 %. Rämistä noin 60 % on varsinaisia rämeitä ja 40 % neva- ja lettorämeitä. Nevojen ja lettojen osuus on selvästi vähäisempi. Nevoista noin puolet on välipintaisia ja puolet rimpipintaisia. Letot ovat



valtaosaltaan rimpilettoja. Soita luonnehtii korpisuuden ohella myös runsasravinteisuus: lettoisten soiden osuus on 15 % suoalasta. Kun mukaan otetaan vielä lehtokorvet, runsasravinteisten soiden osuus nousee noin 18 %:iin suoalasta.

Taulukko 1. Pisavaaran luonnonpuiston kasvillisuustyypien pinta-alat.

Kasvillisuustyypiryhmä	Pinta-ala, ha
<b>Kallio- ja louhikkokasvillisuus</b>	<b>358,5</b>
Kalliolakien, -rinteiden ja -terassien kasvillisuus	0,7
Louhikko- ja rakkakasvillisuus	357,0
Jyrkänne- ja kallioseinämäkasvillisuus	0,8
<b>Metsäkasvillisuus</b>	<b>3527,7</b>
Kalliometsät	197,7
Louhikkometsät	243,9
Karukkokankaat	0,7
Kuivat kankaat	62,7
Kuivahkot kankaat	882,4
Tuoreet kankaat	1751,5
Lehtomaiset kankaat	217,8
Kuivat lehdot	1,4
Keskiravinteiset tuoreet lehdot	69,6
Runsasravinteiset tuoreet lehdot	64,7
Keskiravinteiset kosteat lehdot	13,5
Runsasravinteiset kosteat lehdot	21,8
<b>Suokasvillisuus</b>	<b>978,6</b>
Varsinaiset korvet	509,2
Nevakorvet	29,4
Lettokorvet	17,9
Varsinaiset rämeet	177,1
Nevarämeet	57,5
Lettorämeet	79,6
Nevat	59,2
Letot	44,3
Luhdat	0,2
Lähteet	20 kpl
Turvekankaat	4,3
<b>Rantakasvillisuus</b>	<b>0,7</b>
Suursara-rantaniityt	0,7
<b>Vesikasvillisuus ja vedet</b>	<b>16,2</b>
Saraikot	1,0
Muu vesialue	15,1
<b>Perinnekasvillisuus</b>	<b>1,7</b>
Niityt ja niittymäinen kasvillisuus	1,7
<b>Kulttuurikasvillisuus</b>	<b>3,5</b>
Piha-alueet puutarhoineen	0,7
Pellot	2,7
Tekolammet	0,1
<b>Yhteensä</b>	<b>4886,9</b>

Verrattaessa Teivaisen (1949) kartoitukseen myös rämeiden pinta-alassa on merkittävä ero. Teivaisen (1949) kartoituksessa niitä oli 35 hehtaaria ja tässä 310 hehtaaria. Osittain ero voi selittyä sillä, että tässä kartoituksessa neva- ja lettorämeet on luettu mukaan rämeisiin, kuten myös erilaiset korpirämetyypit. Toisaalta myös kangasrämeiden osuus rämealasta on melko suuri. Teivainen (1949) on voinut lukea osan kangasrämeistä soistuneiksi kankaiksi. Eurolan ym. (1994) mukaan kangasrämeiksi luetaan alueet, joilla turvekerros peittää yli puolet pinta-alasta. Edellä mainitut tekijät selittävät todennäköisesti suurimman osan eroista.

Pisavaaran lakialueita ympäröivät laajat rakkakivikot, muinaisrannat. Näiden osuus puiston pinta-alasta on noin 7 % (taulukko 1). Kun otetaan huomioon myös metsäiset kallio- ja rakka-alueet, kallioisten ja louhikkoisten kasvillisuustyyppien osuudeksi muodostuu noin 16 % puiston pinta-alasta.

Yhteenvedon voidaan todeta, että Pisavaaran luonnonpuisto on erittäin merkittävä vanhojen metsien suojelukohde Lapin kolmion alueella. Sen metsissä on hyvin runsaasti lahoppuuta, paljon runsaammin kuin luonnonsuojelualueilla keskimäärin. Kasvillisuustyyppien osalta Pisavaara on erittäin merkittävä korpien ja lehtojen suojelukohde. Myös lettojen suojelukohteena se on merkittävä.

### *Lähteet*

- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1994: Suokasvillisuusopas. – Oulanka Reports 13. 81 s.
- Kalela, A. 1961: Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Parallelypen. – Archivum Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo' 16(suppl.): 65–83.
- Mattila, E. 1996. Porojen talvilaitumet Suomen poronhoitoalueen etelä- ja keski-osissa 1990-luvun alussa. – Folia Forestalia 1996(4): 337–357.
- Metsäntutkimuslaitos 1994: Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusalueiden kuvioittaisen perusinventoinnin maastotyöohje. – Moniste, päivätty 19.4.1994, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 33 s.+ liitteet.
- Teivainen, L. 1949: Pisavaaran luonnonpuiston metsäkasvillisuudesta ja kasvistosta. – Silva Fennica 65: 1–34.
- Toivonen, H. & Leivo, A. 1993: Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. – Metsähallituksen luonnon-suojelujulkaisuja. Sarja A 14. 96 s.

## 4.10 Suoluonnon pirstoutuminen Suomenselällä

**Kaisu Aapala ja Tapio Lindholm**  
Suomen ympäristökeskus

Metsäojituksen seurauksena valtaosa Etelä-Suomen soista on menettänyt luonnontilansa. Ojitukset ulottuvat myös suojelusoiden valuma-alueille. Hydrologiset muutokset ja isolaatio uhkaavat jäljellä olevien luonnontilaisten suolaikkujen kykyä ylläpitää monimuotoista, toimivaa ekosysteemiä ja sen lajistoa.

Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä toteuttamassa hankkeessa oli tavoitteena selvittää, kuinka hyvin suojelualueilla olevat suokonaisuudet ovat säilyneet, esim. kuinka suuri osa niistä on luonnontilassa ja kuinka suuri osa niiden valuma-alueista on suojeltu.

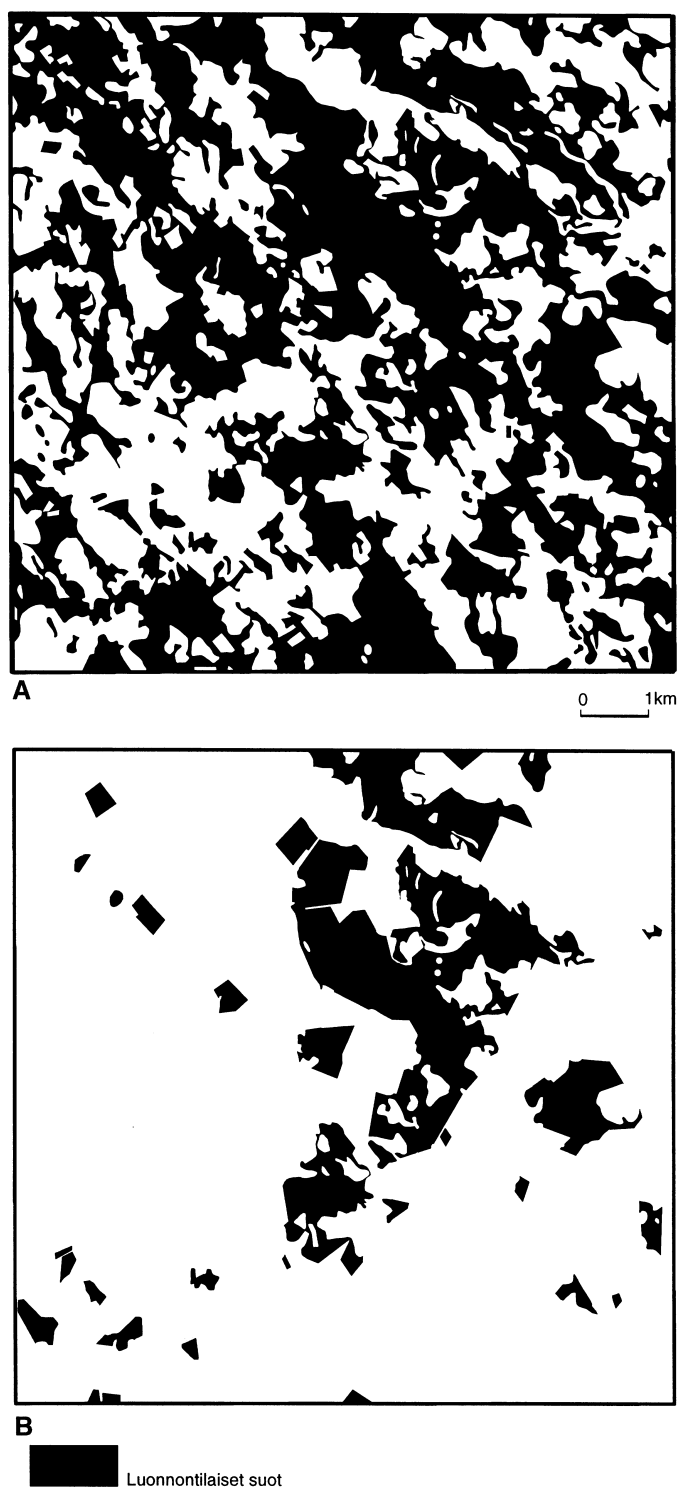
Tutkimusalue on alkuaan runsassoista Suomenselän vedenjakaja-alueita, jossa laajat suoalueet ovat vuorotelleet pienipiirteisemmän suo-metsämosaiikin kanssa. Tutkimusalueella on 24 suojelualuetta (taulukko 1). Soidensuojelun tila alueella on parempi kuin keskimäärin Etelä-Suomessa. Suojelualueiden soille rajattiin pintavaluma-alueet peruskarttojen ja vääräväri-ilmakuvien avulla.

Suojelualueiden suot eivät muodosta hydrologisesti ehyitä kokonaisuuksia. Keskimäärin runsas viidennes valuma-alueiden soista on ojitettu (taulukko 1). Suurin osa ojituksista on suojelualueiden ulkopuolella, mikä vaikeuttaa ennallistamisen suunnittelua ja toteuttamista.

Ojituksesta johtuvan pirstoutumisen seurauksena tutkimusalueen suojellut suot ovat eristyneet toisistaan ja muista jäljellä olevista luonnontilaisista suolaikuista (kuva 1). Pirstoutumisen vaikutuksia luonnontilaisiin suolaikkuihin ja niiden lajistoon ei ole tutkittu.

Nykyisillä suojelualueilla ovat edustettuina pääasiassa luonnontilaisina säilyneet soiden keskiosat. Lajistollisesti omaleimaiset ja monimuotoiset soiden ja metsien vaihtumisvyöhykkeet ovat jääneet rajausten ulkopuolelle, ja ojitusten takia ne ovat usein tuhoutuneet. Laajakaan suojelualueverkosto, muodostuessaan pelkistä soiden keskiosista, ei pysty kompensoimaan soiden reunaosille ja vaihtumisvyöhykkeille tyypillisten kasvillisuustyyppien ja lajiston suojelutarvetta.

Nykyisen suojelualueverkon ulkopuolelta ei enää löydy vastaavia luonnontilaisia suokonaisuuksia, joten soiden ekologisen toimivuuden takaaminen nykyisillä suojelualueilla on erittäin tärkeää.



Kuva 1. Suolunnon pirstoutuminen, esimerkkinä peruskarttalehti 2331 05. A) alkuperäinen suoala, B) jäljellä oleva ojittamaton suoala (vuoden 1996 peruskarttalehden mukaan) (Aapala & Lindholm 1999).

© Suomen ympäristökeskus, Kainuun ympäristökeskus ja Metsähallitus 1999.

© Maamittauslaitoksen lupa nro 1/MYY/04.

Taulukko 1. Suokokonaisuuksien suojelutilanne ja luonnontilaisuus.

Suojelualue	Suojelu- alueen pinta-ala km <sup>2</sup>	Valuma- alueesta suojeltu %	Valuma-alueen soista suojeltu / luonnontilassa %	Valuma-alue suojelun ulko- puolella: suota / metsää %
Salamajärvi ja Salamanperä	72,8	68	66/79	52/46
Huosianmaankallio	0,2	38	64/64	15/85
Etelä-Sydänmaa	3,9	61	57/90	48/50
Harjuntakanen	3,8	64	56/87	42/51
Hautahuhta	0,3	10	8/20	55/40
Heinäsuu	0,2	8	14/44	52/46
Linjalamminkangas	4,7	72	74/81	64/36
Mattilansaari	0,8	20	20/22	44/56
Patanajärvenkangas	2,5	50	53/64	60/40
Vuorenkangas	0,4	29	41/65	34/66
Ahvenlamminneva	3,0	59	81/85	31/63
Hangasneva- Säästöpiirinneva	12,6	66	74/96	53/47
Isonneva	3,7	56	78/84	35/64
Kirkkonneva- Juurikkasuo	3,5	43	55/75	57/43
Kivinneva	0,7	26	81/90	5/94
Kivinneva-Tuomikonneva- Iso Lampineva	13,3	39	58/71	43/56
Linjasalmenneva- Tynnyrineva	11,6	61	71/78	50/49
Pilvineva	27,3	51	55/83	73/24
Pohjoisneva-Haapineva	4,3	39	53/68	58/42
Saarisuo-Valleussuo	3,5	21	25/69	77/23
Valkeisneva	1,4	71	80/80	51/49
Väljänneva	3,9	28	46/67	46/54
Ylimmäisenneva	1,3	68	92/92	17/83

### *Tekijöiden uusin julkaisu aiheesta*

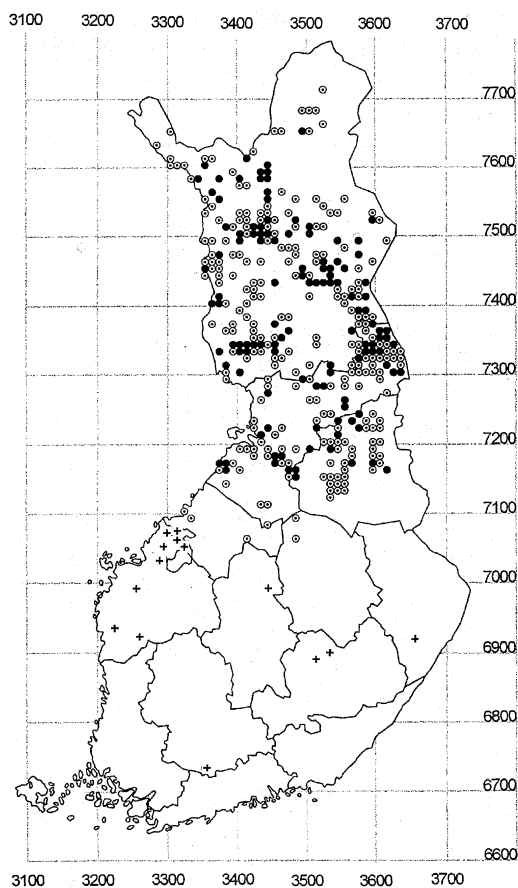
Aapala, K. & Lindholm, T. 1999: Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. – Metsä-  
hallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 95. 153 s.

## 4.11 Lettorikon ja tikankontin uhanalaisuudesta ja kasvupaikkaekologiasta

Lauri Erävuori  
Metsähallitus

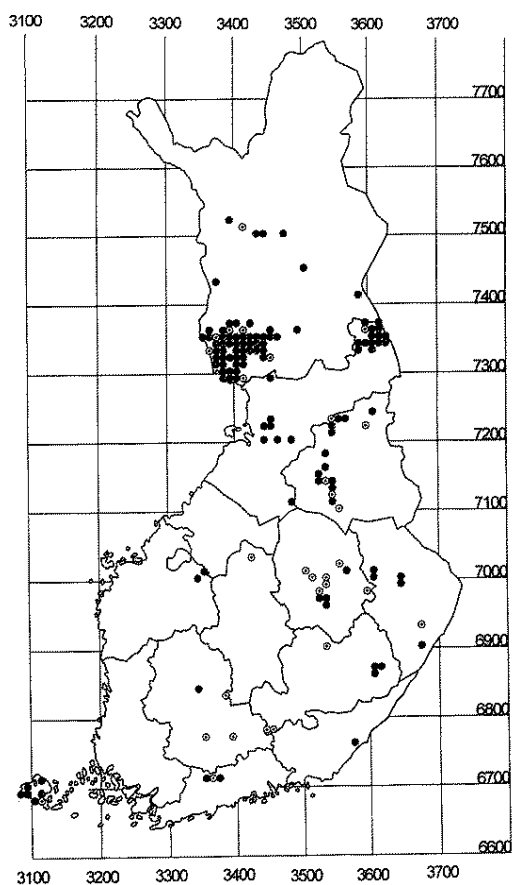
### 4.11.1 Johdanto

Maailmanlaajuisesti lettorikko (*Saxifraga hirculus* L.) on laikuttaisesti esiintyvä sirkumpolaarinen arktisboreaalinen laji (Hultén & Fries 1986). Suomessa se on levinneisyydeltään pohjoinen. Kuvassa 1 on esitetty lettorikon levinneisyys Suomessa. Jokainen piste kuvaa 10 neliökilometrin ruutua, jolla laji esiintyy. Muista rikkokasveista poiketen lettorikko on suokasvi. Se on monivuotinen mätästävä kasvi, jonka kauniit, keltaiset kukat kukkivat heinäkuusta syyskuulle asti. Lettorikko on varsin helppo havaita sen kukkiessa, mutta steriilien versojen löytäminen on vaikeaa.



Tikankontti (*Cypripedium calceolus* L.) on Pohjolan suurin ja varmasti myös komein kämmekkä. Sitä kasvaa Euroasiassa ja Pohjois-Amerikassa. Pohjois-Amerikassa kasvavat tikankontit luetaan yleensä meillä kasvavan alalajiksi, mutta jotkut pitävät pohjoisamerikkalaisia kasveja omana lajinaan (Korhonen & Vuokko 1987). Suomessa tikankonttia esiintyy pääasiassa pohjoisessa, mutta myös Ahvenanmaalla on kasvupaikkoja (kuva 2). Tikankontti kasvaa valoisissa lehdoissa ja lehtomaisissa metsissä (Mossberg & Nilsson 1977) ja erityisesti Pohjois-Suomessa myös lettorämeillä. Tikankontti kukkii kesä-heinäkuussa ja kukinta kestää pari viikkoa (Mossberg & Nilsson 1977).

Kuva 1. Lettorikon levinneisyys Suomessa. Kartan tiedot ovat vuoden 1996 tilanteen mukaiset. Musta ympyrä tarkoittaa tietoa vuoden 1980 jälkeen. Avoin ympyrä tarkoittaa tietoa ennen vuotta 1980. Karttaan lisätyt ristit kuvaavat kadonneiksi määritellyjä kasvupaikkoja. Niiden osalta kartta ei ole täydellinen. © Suomen ympäristökeskus ja Luonnontieteellinen keskusmuuseo.



Tikankontti ja lettorikko ovat suojeltuja lajeja ja kuuluvat ns. Metsähallituksen kohdelajeihin (Nironen ym. 1993). Niiden ekologiasta ja kasvupaikkojen tilasta kerätään tietoa. Tutkimuksessani kartoitettiin tiedossa olevia kasvupaikkoja Oulun läänissä ja tutkittiin kummankin lajin kasvupaikkaekologiaa. Lisäksi tutkimuksessa selvitetään ihmisen aiheuttamien muutosten vaikutuksia kasvupaikkojen kasvillisuuteen ja maaperään sekä tutkittavien lajien elinvoimaisuuteen. Tässä artikkelissa kerron tähän mennessä saaduista tuloksista. Aineiston käsittely on vielä kesken erityisesti tikankontin kohdalla.

*Kuva 2. Tikankontin levinneisyys Suomessa. Kartan tiedot ovat vuoden 1996 tilanteen mukaiset. Musta ympyrä tarkoittaa tietoa vuoden 1980 jälkeen. Avoin ympyrä tarkoittaa tietoa ennen vuotta 1980. © Suomen ympäristökeskus ja Luonnontieteellinen keskusmuseo.*

#### 4.11.2 Uhanalaisuus ja suojelu

Sekä lettorikko että tikankontti ovat rauhoitettuja Suomessa. Uhanalaisuusluokitukseltaan ne ovat valtakunnallisesti silmälläpidettäviä taantuneita (St) lajeja (Uhanalaisten... 1992). Syinä taantumiselle ovat metsätalous, ojitus ja rakentaminen; tikankontin kohdalla myös poiminta.

Uuden luonnonsuojelulain mukaan sekä lettorikko että tikankontti ovat tiukasti suojeltuja. Kumpikin laji kuuluu Euroopan unionin luontodirektiivin (Council Directive on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora) liitteessä IV lueteltuihin tiukkaa suojelua vaativiin lajeihin. Tavoitteena on lajien suojelun tason säilyttäminen suotuisana. Tällä tarkoitetaan sitä, että lajien suojelutason täytyy olla riittävä taatakseen lajin säilymisen (Airaksinen 1996). Toisin sanoen kaikkia kasvupaikkoja ei välttämättä tarvitse suojella. Tarvittaessa suotuisan suojelutason säilyttämiseksi tai saavuttamiseksi on suojelutoimia lisättävä.

### 4.11.3 Aineisto ja menetelmät

Aineisto tutkimusta varten kerättiin vuosina 1995–1996 Oulun läänin alueelta. Tiedot tunnetuista kasvupaikoista koottiin Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämästä uhanalaisrekisteristä (UHEX) ja Oulun yliopiston kasvimuseon arkistosta. Muutamia uusia kasvupaikkatietoja saatiin suullisesti kesällä 1995.

Kasvupaikat valittiin tutkimukseen satunnaisesti. Kasvupaikoista täytettiin maastolomake, johon kirjattiin kaikki uhanalaiskorttiin sisältyvät tiedot. Seurailajisto ja peittävyys määritettiin neljältä satunnaisesti valitulta neliömetrin ruudulta. Jokaiselta ruudulta otettiin maaperänäyte jatkoanalyysijä varten. Kasvupaikkojen puu- ja pensaskerroksen lajisuhteet ja peittävyys arvioitiin ja paikkojen luonnontilaisuudesta tehtiin kuvaus. Kasvupaikkojen ympäristötyyppi määritettiin maastossa kenttäoppaiden avulla. Steriilien ja fertiilien yksilöiden määrät laskettiin jokaiselta tikankontin kasvupaikalta. Lettorikkopopulaatioista ei laskettu steriilien versojen määrää sen vaikeuden vuoksi, vaan se arvioitiin asteikolla vähän, kohtalaisesti, paljon.

Maaperänäytteistä määritettiin pH, johtokyky ja kosteus. Epäorgaanisessa muodossa olevat kalium, kalsium, magnesium ja rauta määritettiin ammoniumaseptaattiliuoksesta atomiabsorptiospektrometrisesti. Lisäksi määritettiin liukoinen fosfori ja ammoniumtyppi.

Kasvupaikat luokiteltiin TWINSPAN-analyysillä, joka luokittelee aineiston kasvillisuuden perusteella. TWINSPAN jakaa aineiston ensin kahtia ja saadut puoliskot edelleen kahtia ja niin edelleen, kunnes aineistoa ei enää voida jakaa kahtia tai annettu oletusarvo saavutetaan. Tulosten luotettavuus heikkenee, mitä pidemmälle jakamisessa mennään (Hill 1979). Aineiston tilastolliset käsittelyt ovat kesken.

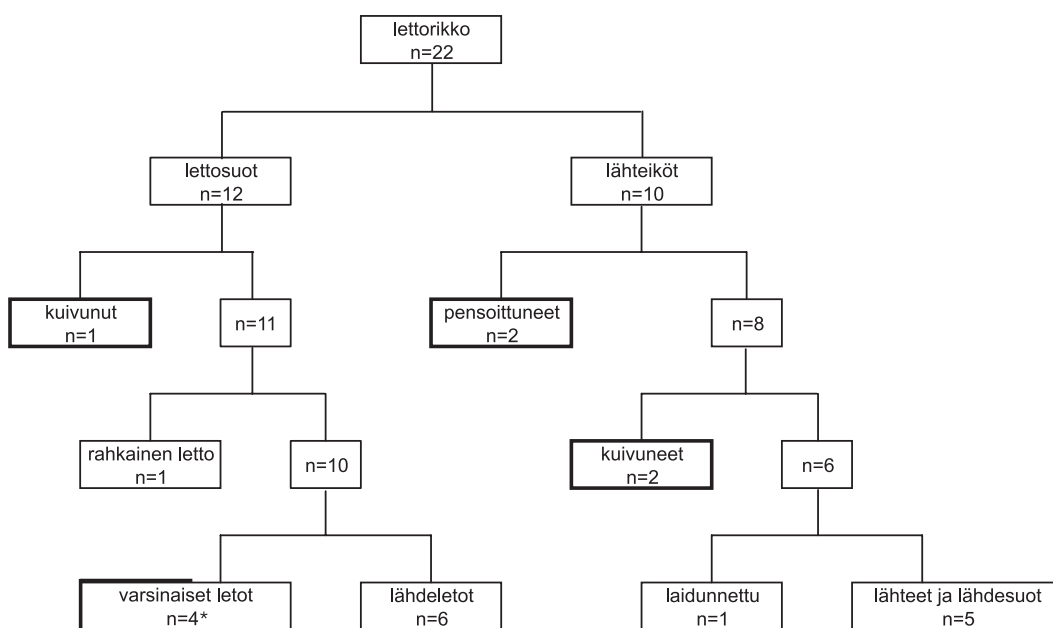
### 4.11.4 Tulokset

Kummankin lajin tulokset käsitellään erikseen. Tikankontin kasvupaikka-aineiston käsittely on vielä kesken, minkä vuoksi tuloksia vain sivutaan lyhyesti seuraavassa.

Lettorikon kasvupaikkoja ovat runsasravinteiset lähteiset koivuletot, lettokorvet, varsinaiset letot ja lähteiköt. Pohjakerroksessa vallitsevat lettoisuutta ja lähteisyyttä ilmentävät aitosammalet. Kenttäkerroslajisto on monipuolista, mutta harvaa. Tyypillisiä pensaita ovat kataja ja lettopaju. Kasvupaikat ovat avoimia lukuun ottamatta koivulettoja ja lettokorpia, joissa koivu on vallitseva puulaji. Näilläkin kasvupaikoilla puusto on harvaa ja varjostus vähäistä. Kasvupaikoilla esiintyviä vaateliaita putkilokasveja ovat mm. lettotähtimö (*Stellaria crassifolia*), turjanhorsma (*Epilobium laestadii*) ja röyhysara (*Carex appropinquata*).



TWINSPAN luokitteli aineiston kuvan 3 mukaisiin ryhmiin. Luokittelun ongelmana on se, että kaikki kasvupaikat ovat kasvillisuudeltaan lähellä toisiaan. Ensimmäisessä jaossa TWINSPAN erotti lähteiköt letoista. Lähteikköryhmä erottuu selvästi, mutta lettosoiden luokittelussa on ongelmia. Lettosuot, joilla lettorikko esiintyy, ovat mosaiikkimaisia ja siksi niiden erottaminen toisistaan on vaikeaa. TWINSPAN jakaa kuitenkin erikseen varsinaiset letot ja lähdeletot eli lettoalueet, joilla on avolähteitä. Muuttuneet kasvupaikat muodostavat omia ryhmiä. Pensoituneilla paikoilla kasvillisuus on selvästi peittävämpää ja pensaskerroksessa on runsaasti pajuja. Kuivuneilla lähteillä ero luonnontilaisiin on lähinnä maastossa havaittavissa. Lajistossa ei ole merkittäviä eroja. Kuivuneen lettosuon ympäristö on ojitettu ja vierestä menee autotie. Kasvupaikka erottuu omaksi ryhmäksi niittyleinikin (*Ranunculus acris*) esiintymisen vuoksi. Ainoa kasvupaikka, jota on aikanaan laidunnettu, on Saarualla Rukan tuntumassa. TWINSPAN erottaa kasvupaikan rentukan (*Caltha palustris*) perusteella, jota ei muilla kasvupaikoilla edes tavata. Rahkainen letto eroaa omaksi ryhmäksi poikkeuksellisen runsaana esiintyvän rahkasammalen takia. Varsinaisten lettojen ryhmässä puolet ovat ojitettuja. Ojitus ei ainakaan vielä ole muuttanut kasvillisuutta luonnontilaisiin verrattuna. Ojitukset on tehty vuoden 1993 jälkeen.



Kuva 3. TWINSPAN-luokittelu lettorikon kasvupaikkojen kasvillisuudesta. Lihavammalla viivalla rajatut laatikot kuvaavat muuttuneita kasvupaikkoja. Varsinaisten lettojen ryhmässä puolet ovat muuttuneita kasvupaikkoja.  $n$  = kasvupaikkojen lukumäärä kussakin ryhmässä.

Maaperästä mitatut liukoiset ravinnemäärät on jaoteltu lähteisiin ja lettosoihin TWINSPANin ensimmäisen jaon mukaisesti. Nämä ryhmät on vielä jaettu luonnontilaisiin ja muuttuneisiin (taulukko 1).

Taulukko 1. Raudan (Fe), kaliumin (K), kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg), fosforin (P) ja typen liukoiset ravinnemäärät (mg/litra) sekä happamuus (pH), johtokyky ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ja vesipitoisuus (%) erilaisilla kasvupaikoilla. Taulukossa on ilmoitettu pienin ja suurin arvo. Ympäristötyyppien kohdalla on merkattu kasvupaikkojen lukumäärä (n).

Ympäristö- tyyppi	Vesi- pitoi- suus %	Johtoky- ky $\mu\text{S}/\text{cm}$	Happa- muus pH	Liukoisen ravinteiden määrä, mg/l					
				Fe	K	Ca	Mg	P	N
Lettosuot n = 8	77–91	74–167	5,8–6,8	0,26–73	34–72	662–1686	124–193	2,7–11	0,7–1,2
Lettosuot, muuttuneet n = 2	82–84	41–157	6,1–6,8	0,47–39	18–48	730–1994	57–449	3,5–15	0,9–1
Lähteiköt n = 3	86–94	138–175	6,4–6,4	0,7–1,3	47–71	694–1046	127–157	11,3–24	0,5–1
Lähteiköt, muuttuneet n = 3	80–85	100–122	5,5–6,9	0,4–38	37–42	1227–1752	237–441	0,4–8	0,4–0,8

Tikankontti kasvaa kalkkipitoisilla metsä ja suoalueilla. Tyypillisiä kasvupaikkoja ovat lettorämeet, lehdot ja lehtokorvet. Kenttäkerrosta leimaa vaateliassajisto, kuten sudenmarja, oravanmarja ja metsäkurjenpolvi. Pohjakerroksen lajisto vaihtelee kasvupaikan mukaan tavallisista metsäsammalista vaativampiin lettosammaliiniin. Pensaskerroksen lajistoon kuuluu katajan lisäksi usein viinimarja, metsäruusu ja näsiä.

Kasvupaikkojen kalkkipitoisen maaperän pH on lähes neutraali. Osalla muuttuneista kasvupaikoista todettiin voimakasta ravinnehuuhtoutumaa. Kahdella 1980-luvulla hakatulla kasvupaikalla tikankontti oli yhä säilynyt. Toisella näistä paikoista se oli kasvattanut yksilömäärää runsaasti 1980-luvun lopusta ja populaatio on elinvoimainen.

#### 4.11.5 Johtopäätökset

Lettorikko kasvaa lähteisillä letoilla ja lähteiköillä, joissa on runsaasti kalkkia. Se ei menesty keskiravinteisilla (mesotrofisilla) soilla ainakaan pitkällä aikavälillä (Ohlson 1987). Kasvupaikat ovat suotyyppeiden mosaiikkia. Kasvupaikoilla tavataan mm. seuraavia suotyyppejä (Eurola ym. 1994 mukaan): *Diandra-Hirculus*-letto, *Warnstorffii*-letto, koivuletto, lettokorpi, eutrofinen ja mesoeutrofinen lähteikkö ja varsinainen letto. Osa kasvupaikoista edustaa pääasiassa yhtä suotyyppiä, mutta usein laajana kokonaisuutena ajateltaessa kyseessä on varsinainen letto tai *Diandra-Hirculus*-letto, jossa on paikoin pieniä lähteensilmä.

Lettorikon kasvupaikoilla muutoksia ovat aiheuttaneet lähinnä ojitukset, joiden seurauksena veden virtaukset ovat muuttuneet ja suoveden pinta laskenut. Ojitus saattaa umpeuttaa lähteitä. Pensaat valtaavat alaa ja vaateliias lajisto taantuu veden pinnan laskemisen vuoksi. Ravinteisuudessa ei tapahdu selviä muutoksia, ja ilmeisesti pääsyy lettorikon taantumiseen on veden virtausmuutoksissa. Lettorikko on ilmeisesti myös heikko kilpailija (Ohlson 1987), ja suon kuivahtaessa se menettää tilaa vaatimattomammille lajeille. Osalla tutkimusalueista muutokset ovat jääneet vähäisiksi ja lettorikon populaatio on palautunut lähes ennalleen. Ojituksen aiheuttamat muutokset kasvillisuuteen ja lettorikon elinkykyyn ovat ennalta-arvaamattomia, eikä tapahtuvia muutoksia voida yleistää kaikkiin kasvupaikkoihin. Lettorikon pienet populaatiot altistuvat sukusiitokselle, minkä seurauksena kyky vastata ympäristömuutoksiin saattaa heiketä (Dahlgard & Warncke 1995). Pienissä populaatioissa kukkivien ja siemeniä tuottavien yksilöiden määrä jää pieneksi ja lisääntyminen tapahtuu pääasiassa kasvullisesti, mikä tuottaa klonaalisia yksilöitä. Lettorikon siemenet tippuvat kodasta lähelle versoa ja voivat levitä pidemmälle lähinnä sulavesien mukana. Siementen vaihto kasvupaikkojen välillä ja toisaalta uusien potentiaalisten kasvupaikkojen valloitus on todella sattuman kauppa.

Metsätalous muuttaa tikankontin kasvupaikkoja hakkuilla ja maaperän muokkauksella. Puuston hakkuu ei hävitä tikankonttia välittömästi, mutta se aiheuttaa ylimääräistä räsittystä populaatiolle. Maaperän muokkaus vaikuttaa tikankonttiin voimakkaasti. Kevytkin muokkaus saattaa tuhota kasvin maavarren ja juuriston, ja kasvu täytyy aloittaa uudestaan siemenestä. Kasvi voi olla näkymättömissä useita vuosia. Luonnontilaisten ja muuttuneiden kasvupaikkojen ravinteisuudessa ei ole merkittäviä eroja lukuun ottamatta kahta rinteessä sijainnutta ojitettua kasvupaikkaa, joissa on tapahtunut ravinnehuuhtoumaa. Ojitus voi muuttaa vesitaloutta epäedulliseksi erityisesti rinnemaastossa. Puuston hakkuu muuttaa mikroilmastoa mm. lisäämällä valoisuutta ja haihduntaa. Ilmeisesti nämä tekijät saavat tikankonttikasvustot taantumaan ainakin tilapäisesti hakatuilla kasvupaikoilla. Kun elinolot palautuvat lähelle entistä, kasvustot voivat paremmin.

#### **4.11.6 Yhteenveto**

Sekä lettorikon että tikankontin säilyminen maamme lajistossa on lailla turvattu. Kuitenkin näiden lajien, kuten niin monen muunkin, biologiasta tiedetään suhteellisen vähän. Millainen siemenpankki lettorikolla ja tikankontilla on? Leviääkö lettorikko uusille alueille luontaisesti? Kuinka usein populaation häviäminen on luonnollinen tapahtuma? Useita keskeisiä kysymyksiä on vailla vastausta. Vastaukset mm. edellä esitettyihin kysymyksiin auttavat lajien tulevaisuuden turvaamisen suunnittelua ja saattavat estää tarpeettomat suojelutoimet, jos sellaisia onkaan.

Kummankin lajin eristäytyneille populaatioille on tarpeen tehdä hoitosuunnitelma, mikäli kasvupaikat eivät ole luonnontilaisia. Lajikohtaisen seurantajärjestelmän kehittäminen on myös tarpeen populaatioissa tapahtuvien muutosten ymmärtämiseksi. Lisäksi on syytä jatkaa tutkimusta, jotta saisimme tietoa mm.

lajien leviämisestä uusille kasvupaikoille sekä mahdollisuuksista palauttaa laji kasvupaikalle, josta se on kadonnut. Yhtä lailla on turvattava lettorikon pienten populaatioiden geneettisen monimuotoisuuden säilyminen.

### ***Lähteet***

- Airaksinen, O. 1996: Suomen Natura 2000: Natura 2000 -kohteilta koottavat tiedot. – Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 96 s.
- Dahlgard, J. & Warncke, E. 1995: Seed set and germination in crosses within and between geographically isolated small populations of *Saxifraga hirculus* in Denmark. – *Nordisk Journal of Botany* 15(4): 337–341.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1994: Suokasvillisuusopas. – Oulanka reports 13. 81 s.
- Hill, M. O. 1979: TWINSPAN – a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. – Cornell University, Ithaca, New York. 48 s.
- Hultén, E. & Fries, M. 1986: Atlas of North European vascular plants. North of the tropic of cancer 1–3. – Koeltz Scientific Books, Königstein. 1172 s.
- Korhonen, M. & Vuokko, S. 1987: Kämmevät Suomen orkideat. – Forssan kustannus, Forssa. 144 s.
- Mossberg, B & Nilsson, S. 1977: Pohjolan kämmekät. – Otava, Helsinki. 128 s.
- Nironen, M., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1993: Uhanalaiset: Metsähallituksen valitsemat kohdelajit ja niiden suojeleminen. – Metsähallitus, Vantaa. 20 s.
- Ohlson, M. 1987: *Saxifraga hirculus*: habitats, reproductive effort and ecotypic differentiation. – *Doctorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitetet, Institutionen för skoglig ståndortslära*. 14 s. + 5 liitejulk.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunta 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. – *Komiteamietintö 1991:30, Ympäristöministeriö, Helsinki*. 328 s.

### ***Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta***

- Erävuori, L. 1998: Tikankontin suojeleminen Perä-Pohjolassa. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 92.
- 1997: Lettorikon (*Saxifraga hirculus* L.) ekologiasta, uhanalaisuudesta sekä ojituksen vaikutuksesta kasvupaikkoihin. – *Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopisto, biologian laitos*. 40 s. + 3 liitettä.

## 4.12 Turjanhorsma (*Epilobium laestadii* Kytöv.) ja sen tutkimus

Jyrki Määttä  
Oulun yliopisto

### 4.12.1 Kasvupaikka ja sen luonnehdinta

Turjanhorsma (*Epilobium laestadii*) on vaateliassaji. Se kasvaa ohutturpeisilla paikoilla, lähteisillä lettoasoilla ja tihkuvesipinnoilla sekä paikoissa, joissa on paljasta turvepintaa, kuten uusien ojien varsilla. Laji vaatii mantereisempaa ympäristöä kuin esim. vuorolehtihorsma (*Epilobium davuricum*) (Kytövuori 1979). Muutamain paikoin turjanhorsma kasvaa runsaana tiheän pensaston sisällä, mikäli pensasto kasvaa lähdeveden vaikutuspiirissä. Kuusamossa tyyppillinen kasvuympäristö on lettorikko (*Saxifraga hirculus*) kasvavalla koivuletolla lähdeveden vaikutuspiirissä.

Yksilöiden määrä lähteillä ja tihkuvesipaikoilla vaihtelee sen mukaan, kuinka korkealla pohjaveden pinta on kesäisin.

Turjanhorsman kuusi yleisintä putkilokasviseuralaista Kuusamossa ovat suokorte (*Equisetum palustre*), pohjannurmikka (*Poa alpigena*), suohorsma (*Epilobium palustre*), lettopaju (*Salix myrsinites*), luhtamatara (*Galium uliginosum*) sekä raate (*Menyanthes trifoliata*). Sammalista yleisimmät ovat heterahkasammal (*Sphagnum warnstorffii*), suonihuopasammal (*Aulacomnium palustre*), huurresammalet (*Cratoneuron* sp.), rassisammal (*Paludella squarrosa*) sekä hetekuirisammal (*Calliergon giganteum*) (Jäkäläniemi 1995).

Turjanhorsman havaitsi Lars Laevi Laestadius, pätevä pohjoisten kasvien tuntija, jo vuonna 1843. Laestadius nimesi turjanhorsman suohorsman alalajiksi. Myöhemmin sitä pidettiin vuorolehtihorsman ja suohorsman risteymänä. Omaksi lajiksi turjanhorsma erotettiin vasta 1979 (Kytövuori 1979).

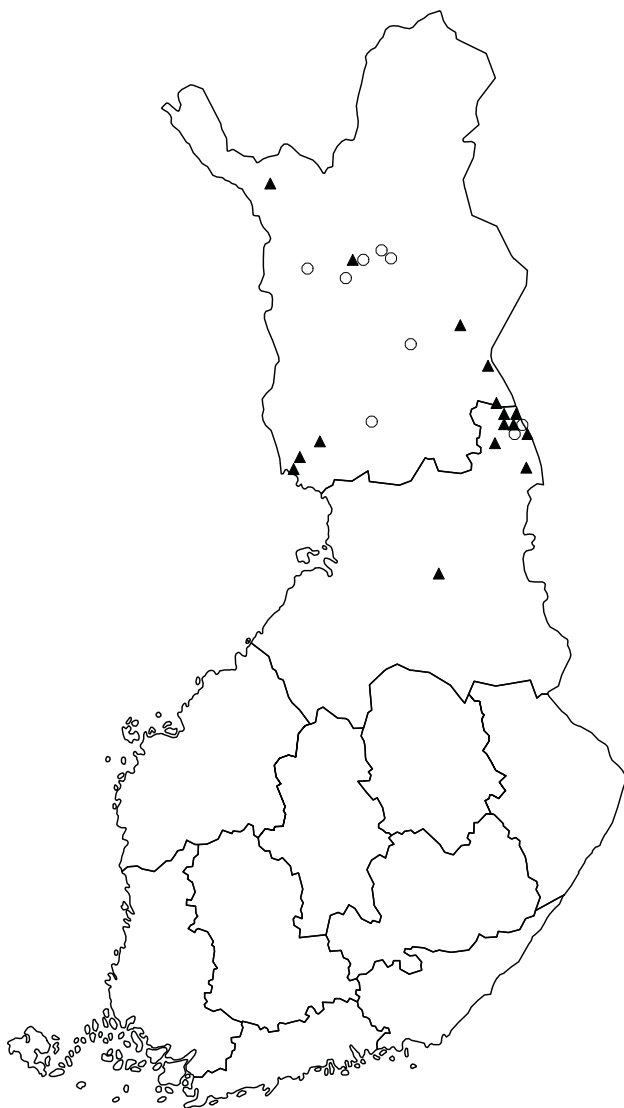
Turjanhorsma on 10–30 cm korkea ohutvartinen, yleensä haaraton horsma, joka muistuttaa suohorsmaa (Kytövuori 1979). Varren tyvellä on rihmamaisia rönsyjä, mutta ei ruusuketta, kuten vuorolehtihorsmalla. Alimmat lehdet ovat nivelvälējään pitemmät, kun taas ylemmät lehdet ovat nivelvälējään lyhyempiä. Kukinnon alapuolinen nivelväli on usein yli kaksi kertaa edellistä pidempi. Alimmat lehdet ovat vastapuikeita, ehytlaitaisia ja karvattomia. Ylemmät lehdet ovat kapean keihäsmäisiä tai tasasoukkia, lähes ehytlaitaisia, hieman taakänteisiä ja alapinnan keskisuoni on lähes kalju (suohorsmalla tiheään karvainen).

Kukkaperät ovat usein punertavia ja lievästi kaarikarvaisia (Kytövuori 1979). Kukat ovat pienet, 3–5,5 mm pitkät, teriö valkoinen tai vaaleanpunainen. Kota (2,5–6,5 cm) on noin peränsä pituinen tai pidempi, harvaan myötäkarvainen. Kodan ja perän karvapeite ei ole niin tiheä kuin suohorsmalla, mutta tiheämpi kuin vuorolehtihorsmalla. Siemen (1,3–1,9 mm) on kapean vastapuikea, sel-

vänystermäinen, kaulallinen ja vaaleanruskea. Koska erot turjanhorsman ja suo-horsman välillä ovat pienet, tunnistamisen täytyy perustua moneen erottavaan tekijään (Kytövuori 1979).

#### 4.12.2 Esiintyminen ja uhanalaisuus

Tiedot turjanhorsman levinneisyydestä ovat vielä puutteelliset. Parhaimmat edellytykset lajin leviämislle Fennoskandiaan ovat luultavasti olleet myöhäis-jääkaudella sekä heti jääkauden jälkeen, jolloin ilmasto oli mantereisempi ja suot olivat ravinteikkaampia (eutrofisempia) (Kytövuori 1979).



Suomessa turjanhorsmalla on 32 näytteillä varmistettua esiintymää vuoteen 1996 mennessä. Turjanhorsma esiintyy harvinaisena Kainuussa (1 esiintymä), Koillismaalla (18 esiintymää), Perä-Pohjanmaalla (4 esiintymää) sekä Kittilän (4 esiintymää), Sodankylän (4 esiintymää) ja Enontekiön (1 esiintymä) Lapissa (kuva 1). Ruotsissa ja Norjassa lajilla on muutama esiintymä ja Venäjällä ainakin Paana-järvellä. Laji näyttää puuttuvan rannikkoalueiden läheisyydestä (Kytövuori 1979).

Turjanhorsma kuuluu uhanalaisluokituksessa vaarantuneisiin lajeihin ja on erityisesti suojeltava laji (Uhanalaisten... 1992). Laji on alueellisesti erittäin uhanalainen Kainuussa ja Lapin läänin eteläosassa sekä vaarantunut Koillismaalla ja Lapin läänin keskiosassa. Sen esiintymiä uhkaavat hakkuut, ojitukset ja vesistöjen säännöstely sekä luonnollisesti tapahtuva lähteiden umpeenkasvu (Kokko & Ulvinen 1990).

Kuva 1. Turjanhorsman esiintymät Suomessa UHEX-rekisterin tietojen mukaan (Suomen ympäristökeskus 1996). Avoin piste = havaittu ennen vuotta 1980, musta kolmio = havaittu vuoden 1980 jälkeen.

### 4.12.3 Tutkimuskysymyksiä

Oma tutkimukseni käsittelee turjanhorsman kasvupaikan vaatimuksia sekä kilpailun merkitystä populaatioiden kokoon. Selvitettävänä on: miksi turjanhorsma ei ole levinnyt laajemmalle, vaikka lähettyvillä on ulkoisesti samanlaisia lähteitä; miten lajin populaatiot kehittyvät tulevaisuudessa.

Kesällä 1996 tein Kuusamossa viidellä kasvupaikalla kuusi 50 cm x 50 cm kasvillisuusruutua, joista arvioin lajien peittävyudet sekä laskin horsmien lukumäärän. Tämän jälkeen poistin ruuduista putkilokasviseuralaisista 1/8, 1/4 tai 1/2. Kukin käsittely tehtiin kahdessa ruudussa joka lähteellä. Lisäksi mittasin lähteistä lämpötilat heinä- ja elokuussa. Mittauslinjat olivat hetuoman suuntaisesti sekä tarvittaessa kohtisuoraan uomaan nähden. Lämpötilat mitattiin 50 cm:n välein.

Tutkituilla ruuduilla yleisimmät sammalet olivat heterahkasammal, rassisammal ja lähdesammalet. Putkilokasveista yleisimmät olivat suohorsma ja suokorte. Turjanhorsman kukinta alkoi elokuun alussa. Kodallisia yksilöitä oli keskimäärin 7 kpl/ruutu. Elokuun lopussa ruuduissa oli runsaasti pieniä taimia, mutta lajin määrittäminen oli mahdotonta.

Lähdeveden lämpötila muuttui kesän aikana korkeintaan 2 astetta, ja avoimissa lähdepuroissa lämpenemistä tapahtui vain asteen verran. Selvää korrelaatiota turjanhorsman levinneisyydessä ja veden lämpötilassa ei havaittu. Neljällä lähteellä veden keskilämpötilat olivat: 9,75 °C, 5,25 °C, 6,15 °C ja 4,24 °C. Ilmeisesti lähdeveden tuomat ravinteet ovat lämpötilaa tärkeämpiä esiintymän laajuudelle.

Kesällä 1997 tutkimusta laajennetaan 16 esiintymälle. Näillä paikoilla tehdään 50 cm x 50 cm kasvillisuusruutuja sekä turjanhorsman kasvupaikalla että kasvupaikkaa ympäröivällä suolla. Ruutuja on kuudessa horsmaesiintymässä. Ympäröivälle suolle vedetään kaksi kohtisuorassa toisiaan vastaan olevaa linjaa, joiden varrelta tehdään kasvillisuusruutuja. Lisäksi turjanhorsman kasvupaikalta sekä ympäröivältä suolta otetaan maaperänäytteitä ravinneanalyysiä varten. Idätyskokeita varten kerätään muutama turjanhorsman kota suurimmista esiintymistä, jos siementuotto on hyvä. Lisäksi seurataan kesällä 1996 tehtyjä raivausruutuja.

Tulevan kesän tutkimuksilla halutaan selvittää eroja turjanhorsman kasvupaikan ja ympäröivän suon välillä. Määrääkö turjanhorsman esiintymän laajuuden mahdollisesti jokin veden mukana tuleva ravinne, jota ympäröivällä suolla on vähemmän? Kasvillisuudessa ei todennäköisesti tulla löytämään suuria eroja alueiden väliltä. Idätyskokeella selvitetään siementen itämiskyky.

### **Lähteet**

Jäkäläniemi, A. 1995: Turjanhorsman (*Epilobium laestadii* Kytöv.) suojelusuunnitelma, yleinen osa. – Oulun yliopisto, Kasvimuseo, Oulu. 37 s.

- Kokko, A. & Ulvinen, T. 1990: Koillismaan uhanalaiset kasvit. – Pohjois-Pohjanmaan seutukaavaliitto B:64. 122 s.
- Kytövuori, I. 1979: Biosystematics and taxonomy of *Epilobium laestadii* sp. nova (Onagraceae) in Fennoscandia. – *Annales Botanici Fennici* 16: 193–207.
- Suomen ympäristökeskus 1996: Turjanhorsman esiintymät – UHEX-rekisteri. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunta 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. – *Komiteamietintö* 1991:30, Ympäristöministeriö, Helsinki. 328 s.

### ***Tekijän uusimmat julkaisut aiheesta***

- Jäkäläniemi, A. & Määttä, J. 1999: Turjanhorsma – haasteellinen uhanalainen. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 108. 40 s.
- Määttä, J 1998: Turjanhorsman (*Epilobium laestadii* Kytöv.) ekologiasta ja suojelusta. – Pro gradu -työ, Oulun yliopisto, biologian laitoksen kirjasto, Oulu. 24 s. + liitteet.



## 5 SEMINAARIN YHTEENVETO

### 5.1 Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana: Tankavaaran seminaarin yhteenveto

**Rauno Väisänen**  
**Metsähallitus**

Seminaari oli monipuolinen yleiskatsaus tutkimuksen ja luonnonsuojelualueiden hoidon ja käytön läheiseen suhteeseen, vaikka painotukset olivat korostuneen pohjoisia Tankavaaran tunnelmaan sopien. Neljän istunnon aikana pidettiin kaikkiaan 27 esitelmää. Seminaarin aikana esiteltyt lukuisat posterit kiertävät vuoden 1997 aikana vaihtonäyttelynä luontokeskuksissa ja muissa vastaavissa näyttelypaikoissa. Koska edellisestä vastaavasta seminaarista oli jo vierähtänyt yhdeksän vuotta, tällaiselle soveltavan tieteen esittelylle oli selvä tarve ja koulutuksellinen tilaus suojelualueiden parissa työskenteleviltä.

Ympäristöministeriön luonnonsuojelujohtaja Ilkka Heikkisen mukaan koko luonnonsuojelualuejärjestelmä on asettumassa uuteen aikakauteen, kun valtioneuvoston periaatepäätösten mukaiset suojeluohjelmat toteutetaan lähivuosina vanhojen metsien suojelualueilla ja Natura 2000 -ohjelman kohteilla täydennettyinä. Metsähallituksen hallinnoimien alueiden määrä nousee näin 60 prosentilla. Suomea voidaan näiden päätösten jälkeen pitää jopa eturivin maana luonnonsuojelualueiden määrän suhteen. Jotta yleisesti hyväksytyt periaatteet parhaan saatavilla olevan tiedon käytöstä ja menetelmien kehittämisestä tutkimusten avulla voitaisiin toteuttaa, tulisi huomioita kiinnittää suojelualueita koskevan tutkimuksen määrän ohella tutkimuksen tieteelliseen tasoon ja sen relevanssiin, ottaen erityisesti huomioon suojelualueiden hoidon ja käytön tarpeet. Metsähallituksen luonnonsuojelujohtaja Rauno Väisänen korostikin erityisesti huippututkimuksen, erikoistumisen ja eri organisaatioiden välisen yhteistyön merkitystä kansallisen innovaatiojärjestelmän kehittämisessä. Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusjohtaja Matti Kärkkäinen puolestaan painotti pitkäkestoisten aikasarjojen merkitystä metsäntutkimukselle.

Seminaarin aikana toistui useampaan otteeseen suurten aluekokonaisuuksien tarkastelun tarve, sillä suojelualueet eivät ole riippumattomia toisistaan eivätkä niiden ympäristössä tapahtuvista ekologisista ja sosiaalisista muutoksista. Tämä pätee hyvin esimerkiksi matkailuelinkeinon kehittämiseen. Samalla, kun suojelualueiden rooli suojelualueverkossa selvitetään niiden monimuotoisuuden säilyttämisen ja esimerkiksi luontomatkailukäytön kannalta, tulee myös tutkimuksen tarpeet ottaa huomioon (esim. luonnontilaisina säilyvät vertailualueet). Lie-nee perusteltua jossain määrin keskittää tutkimuksia tietyille alueille (esim. biosfäärialueet, yliopistojen biologisten asemien tuntumassa sijaitsevat alueet), jolloin laaja taustatieto palvelee myös uusia tutkimushankkeita ja ympäröivien alueiden kestävää kehitystä.

Seminaarissa oli esillä monipuolisesti talous- ja yhteiskuntatieteellisiä kysymyksiä liittyen varsinkin biodiversiteetin arvottamiseen, mikä on ajankohtainen tutkimusaihe kansainvälisen biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen velvoitteiden takia. Lähestymistavat olivat usein maksuhalukkuuteen ja matkakustannuksiin perustuvia tarkasteluja. Suojelu voidaan nähdä luonnon-, kulttuuri- ja erämaa-arvojen säilyttämiseen tai tuottamiseen liittyvien epävarmuustekijöiden poistamisena. Sekä virkistysarvot että maisema-arvot vetovoiman selittäjineen saivat sijansa näissä esityksissä. Vireytynyt ympäristötalouden tutkimus antaa toivoa jonkinlaisesta tieteellisestä läpimurrosta lähitulevaisuudessa.

Harri Tukia Suomen ympäristökeskuksesta kertoi meneillään olevista luonnon-suojelualueiden metsien ennallistamiskokeista ja -tutkimuksista. Tällaista tietoa olisi jo tarvittu käytännön hoitotoimien perustaksi, mutta luotettavien tulosten saaminen edellyttää kuitenkin malttia ja pitkäjänteisyyttä. Ennallistamistutkimukset ovat oiva esimerkki tutkimuksesta suojelualueiden hoidon suuntaajana ja tulevaisuuden linjausten perustana. Vieläkin pitemmäksi tarkasteltavaa aikaväliä venytti Timo Kuuluvainen Helsingin yliopistosta kertoessaan boreaalisten metsäalueiden luontaisen dynamiikan mallittamisesta. Myös nämä tutkimukset edellyttävät aluetason tutkimusta ja hyvää perustietoutta suojelualueiden luonnosta. Ehkä itse mallejakin tärkeämpää on mallittamisprosessin merkitys luonnon dynamiikan ymmärtämisen syventämisessä. Mallit osoittavat nykytiedon puutteet ja johtavat kokonaisvaltaiseen ilmiöiden tarkasteluun. Metsäntutkimuslaitoksen professori Erkki Lähteen varteenotettava esitys luonnonläheisestä metsien käsittelystä suojelualueiden hoidossa sisälsi suoranaisia ohjeita metsien ennallistajille. Hän teki selvän eron metsän ja puuston käsitteiden välillä. Näiden käsitteiden erilainen käyttö on aiheuttanut väärinkäsityksiä erityisesti biologien ja metsätieteilijöiden välillä.

Hannu Lehtonen Joensuun yliopistosta kertoi tuoreita tutkimustuloksia alueellisen palohistorian käytöstä luonnonsuojelualueiden hoidossa. Palokronologinen aineisto ei jättänyt yleisöä kylmäksi: nämä tulokset vaikuttavat suoraan esimerkiksi suosaarekkeiden polton suunnitteluun. Ajallista muutosta tarkasteli myös Metsähallituksen Tapio Tynys. Hänen tutkimuksensa puhuvat selvää kieltään luonnon pitkäaikaisten muutosten mittavuudesta Vätsärin erämaassa. Ne osoittavat luonnon alkuperäisyyteen ja aarniometsiin kätkeytyvät käsitteelliset ongelmat, sillä erämaissakin on elänyt ihmisiä jälkiä jättäen.

Aivan erityyppinen ja ajatuksia herättelevä oli Metsähallituksen Tero Sipilän aihe saimaannorpan suojelun vaikutuksesta suojelualueiden hoitoon ja käyttöön. Tässä tapauksessa koko suojelualan käsite joutuu uuteen valoon, sillä alueiden suojelu toteutetaan mm. kalastuslailla ja maastoliikennelailla. Suojelualuejärjestelmää ja siihen liittyvää keinovalikoimaa tulee monipuolistaa ja itse asiassa jo Natura 2000 -ohjelman toteutus monin eri tavoin vie kehitystä tähän suuntaan. Muita nimenomaan eläinlajistoa koskevia esityksiä olivat Suomen ympäristökeskuksen Raimo Virkkalan esitelmä suojelualan koon vaikutuksesta lintulajien esiintymiseen ja Metsäntutkimuslaitoksen Heikki Henttosen esitelmä punamyym-

rästä. Molemmat edustavat kansainvälisesti arvostettua suomalaista elänekologiaa sovellettuna suojelukysymyksiin.

Hyviä esimerkkejä mittavista, valtakunnallisesti tärkeistä hankkeista olivat Metsäntutkimuslaitoksen Tuija Sieväsen esittelemä kävijätyytyväisyysmittareita kehittävä hanke aluekohtaisten kävijätietojen standardisoimisesta ja Metsähallituksen Heikki Eeronheimon esittelemä Ylä-Lapin ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontoinventointi. Jälkimmäinen hanke kartoittaa yksityiskohtaisesti alueiden hoidossa ja käytössä tarpeellisia tietoja moderneja tutkimusmenetelmiä hyödyntäen 2,5 miljoonan hehtaarin alueella.

Suomen ympäristökeskuksen Paula Siitosen, Metsäntutkimuslaitoksen Yrjö Norokorven ja Arktisen keskuksen Jukka Jokimäen esitelmät liittyivät kaikki monimuotoisuuden mittauksen menetelmiin ja niistä saatuihin alustaviin tuloksiin. Siitonen käsitteli monimuotoisuuden mittausta osana kiisteltyä alue-ekologista metsäsuunnittelua ja kehiteltyjä monimuotoisuuden ilmentäjiä, kun taas Norokorpi keskittyi puuston monimuotoisuuden arviointiin ja pisteytykseen. Mikäli onnistutaan kehittämään hyvät monimuotoisuuden mittarit, haitalliset muutokset voidaan havaita ajoissa ja puuttua niihin hoitotoimin suojeltavien luonnonarvojen pelastamiseksi. Samalla voidaan seurata suojelutoimien tuloksellisuutta. Luonnon pirstoutumisen vaikutusten ymmärtäminen ja populaatioekologisen tiedon lisätarve ovat keskeisiä edellytyksiä koko suojelualueverkoston kehittämisen kannalta.

Seminaari oli tarpeellinen keskustelufoorumi ja jatkokoulutustilaisuus. Monet tulokset olivat joko aivan uusia tai aiemmin vain suppean asiantuntijajoukon tunteita. Seminaari tarjosi hyvän tilaisuuden suojelualueiden hoidon ja käytön henkilöstön ja tutkijoiden väliselle keskustelulle, mikä voi parhaimmillaan aloittaa tiiviimmän yhteistyön teorian ja tiedon käyttäjien välillä. Kokouksen päätteeksi sovittiin vastaavanlaisten kokousten järjestämisestä myös jatkossa.

Kokouksen järjestäjät, erityisesti Perä-Pohjolan puistoalue, ansaitsivat lämpimät kiitokset onnistuneista kokousvalmisteluista ja kiinnostavasta kokouspaikasta Tankavaarassa luontokeskuksen tiloissa.



## KIRJOITTAJIEN YHTEYSTIEDOT

Aapala Kaisu  
Suomen ympäristökeskus  
Luonto- ja maankäyttöyksikkö  
PL 140, 00251 Helsinki  
kaisu.aapala@vyh.fi

Eeronheimo Heikki  
Metsähallitus  
Perä-Pohjolan luontopalvelut  
PL 8016, 96101 Rovaniemi  
heikki.eeronheimo@metsa.fi

Erävuori Lauri  
Maa ja Vesi Oy  
PL 50, 01621 Vantaa  
lauri.eravuori@poyry.fi

Heikkinen Ilkka  
Ympäristöministeriö  
PL 399, 00121 Helsinki  
ilkka.heikkinen@vyh.fi

Henttonen Heikki  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
heikki.henttonen@metla.fi

Horne Paula  
Metsäntutkimuslaitos  
Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki  
paula.horne@metla.fi

Isomäki Antti  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
antti.isomaki@metla.fi

Jortikka Sinikka  
Metsäntutkimuslaitos  
Rovaniemen tutkimusasema  
PL 16, 96301 Rovaniemi  
sinikka.jortikka@metla.fi

Kajala Liisa  
Metsähallitus  
Ylä-Lapin luonnonhoitoalue  
Siida, 99870 Inari  
liisa.kajala@metsa.fi

Karjalainen Eeva  
Metsäntutkimuslaitos  
Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki  
eeva.karjalainen@metla.fi

Kakkuri Eero  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
eero.kakkuri@metla.fi

Kauhanen Heikki  
Metsäntutkimuslaitos  
Kolarin tutkimusasema  
Muoniontie 21 A, 95900 Kolari  
heikki.kauhanen@metla.fi

Kärkkäinen Matti  
Sepetlahdentie 7 A 21, 02230 Espoo  
matti.karkkainen@kolumbus.fi

Laiho Olavi  
Metsäntutkimuslaitos  
Parkanon tutkimusasema  
Kaironimentie 54, 39700 Parkano  
olavi.laiho@metla.fi

Lehtonen Hannu  
Metsähallitus  
Pohjanmaan-Kainuun luontopalvelut  
PL 7, 93101 Pudasjärvi  
hannu.lehtonen@metsa.fi

Lindholm Tapio  
Suomen ympäristökeskus  
Luonto- ja maankäyttöyksikkö  
PL 140, 00251 Helsinki  
tapio.lindholm@vyh.fi

Lovén Lasse  
Metsäntutkimuslaitos  
Joensuun tutkimusasema  
Kolin kansallispuisto,  
Ylä-Kolintie 22, 83960 Koli  
lasse.loven@metla.fi

Lähde Erkki  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
erkki.lahde@metla.fi

Määttä Jyrki  
Ruijantie 12 B 9  
93600 Kuusamo  
jyrki.maatta@pp.inet.fi

Mönkkönen Mikko  
Oulun yliopisto, Biologian laitos  
PL 3000, 90014 Oulun yliopisto  
mikko.monkkonen@oulu.fi

Nenola Sointu  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
sointu.nenola@metla.fi

Niemistö Pentti  
Parkanon tutkimusasema  
Kaironientie 54, 39700 Parkano  
pentti.niemisto@metla.fi

Norokorpi Yrjö  
Metsäntutkimuslaitos  
Rovaniemen tutkimusasema  
PL 16, 96301 Rovaniemi  
yrjo.norokorpi@metla.fi

Olli Arvo  
Metsähallitus, Villi Pohjola, Lappi  
Ellitsantie 6, 99555 Luosto  
arvo.oll@metsa.fi

Ovaskainen Ville  
Metsäntutkimuslaitos  
Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki  
ville.ovaskainen@metla.fi

Penttilä Timo  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
timo.penttila@metla.fi

Piri Eino  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
eino.piri@metla.fi

Rajasärkkä Ari  
Metsähallitus  
Pohjanmaan-Kainuun luontopalvelut  
PL 81, 90101 Oulu  
ari.rajasarkka@metsa.fi

Saarinen Jarkko  
Metsäntutkimuslaitos  
Rovaniemen tutkimusasema  
PL 16, 96301 Rovaniemi  
jarkko.saarinen@metla.fi

Saksa Timo  
Metsäntutkimuslaitos  
Suonenjoen tutkimusasema  
77600 Suonenjoki  
timo.saksa@metla.fi

Savolainen Risto  
Metsäntutkimuslaitos  
Vantaan tutkimuskeskus  
PL 18, 01301 Vantaa  
risto.savolainen@metla.fi

Sievänen Tuija  
Metsäntutkimuslaitos  
Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki  
tuija.sievanen@metla.fi

Siipola Matti  
Metsäntutkimuslaitos  
Rovaniemen tutkimusasema  
PL 16, 96301 Rovaniemi  
matti.siipola@metla.fi

Siitonen Paula  
Suomen ympäristökeskus  
PL 140, 00251 Helsinki  
paula.siitonen@vyh.fi

Sipilä Tero  
Metsähallitus  
Itä-Suomen luontopalvelut  
Akselinkatu 8, 57130 Savonlinna  
tero.sipila@metsa.fi

Sippola Anna-Liisa  
Lapin yliopisto, Arktinen keskus  
PL 122, 96101 Rovaniemi  
anna-liisa.sippola@urova.fi

Tasanen Tapani  
Seinäjoen ammattikorkeakoulu  
metsäalan amk-yksikkö/  
Tuomarniemen metsäoppilaitos  
Tuomarniementie 55, 63700 Ähtäri  
tapani.tasanen@seamk.fi

Tynys Tapio  
Metsähallitus  
Ylä-Lapin luonnonhoitoalue  
PL 36, 99801 Ivalo  
tapio.tynys@metsa.fi

Varmola Martti  
Metsäntutkimuslaitos  
Rovaniemen tutkimusasema  
PL 16, 96301 Rovaniemi  
martti.varmola@metla.fi

Virkkala Raimo  
Suomen ympäristökeskus  
Luonto- ja maankäyttöyksikkö  
PL 140, 00251 Helsinki  
raimo.virkkala@vyh.fi

Väisänen Rauno  
Metsähallitus  
luonnonsuojelun keskusyksikkö  
PL 94, 01301 Vantaa  
rauno.vaisanen@metsa.fi

ISSN 1235-6549  
ISBN 952-446-333-4 (nidottu)  
ISBN 952-446-334-2 ([www.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/a134.pdf](http://www.metsa.fi/julkaisut/pdf/luo/a134.pdf))

---

Julkaisua voi tilata osoitteella:

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

Puhelintiedustelut: 0205 64 7702

Hinta 15 euroa



500 kpl  
Edita Oyj  
Helsinki 2001