



FOLIA FORESTALIA

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
THE FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE
HELSINKI 1989

736

Poikajärvi, Helena, Sepponen, Pentti & Varmola, Martti (toim.)

TUTKIMUS LUONNONSUOJELUALUEILLA

Research activities on the nature conservation areas

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
THE FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE

Osoite: Unioninkatu 40 A
Address: SF-00170 Helsinki, Finland

Puhelin: (90) 661 401
Phone:

Telex: 121286 metla sf
Telefax: (90) 625 308

Ylijohtaja: <i>Director:</i>	Professori <i>Professor</i>	Eljas Pohtila
Julkaisujen jakelu: <i>Distribution of publications:</i>	Kirjastonhoitaja <i>Librarian</i>	Liisa Ikävalko-Ahvonon
Julkaisujen toimitus: <i>Editorial office:</i>	Toimittajat <i>Editors</i>	Seppo Oja Tommi Salonen

Metsäntutkimuslaitos on maa- ja metsätalousministeriön alainen vuonna 1917 perustettu valtion tutkimuslaitos. Sen päätehtävänä on Suomen metsätaloutta sekä metsävarojen ja metsien tarkoituksenmukaista käyttöä edistävä tutkimus. Metsäntutkimustyötä tehdään lähes 800 hengen voimin yhdeksällä tutkimusosastolla ja kymmenellä tutkimus- ja koeasemalla. Tutkimus- ja koetoimintaa varten laitoksella on hallinnassaan valtionmetsiä yhteensä n. 150 000 hehtaaria, jotka on jaettu 17 tutkimusalueeseen ja joihin sisältyy kaksi kansallis- ja viisi luonnonpuistoa. Kenttäkokeita on käynnissä maan kaikissa osissa.

The Finnish Forest Research Institute, established in 1917, is a state research institution subordinated to the Ministry of Agriculture and Forestry. Its main task is to carry out research work to support the development of forestry and the expedient use of forest resources and forests. The work is carried out by means of 800 persons in nine research departments and ten research stations. The institute administers state-owned forests of over 150 000 hectares for research purposes, including two national parks and five strict nature reserves. Field experiments are in progress in all parts of the country.

FOLIA FORESTALIA 736

Metsäntutkimuslaitos. Institutum Forestale Fenniae. Helsinki 1989

Helena Poikajärvi, Pentti Sepponen & Martti Varmola (toim.)

TUTKIMUS LUONNONSUOJELUALUEILLA

Research activities on the nature conservation areas

Approved on 7.4.1989

POIKAJÄRVI, H., SEPPONEN, P. & VARMOLA, M. (eds.) 1989. Tutkimus luonnonsuojelualueilla. Research activities on the nature conservation areas. *Folia Forestalia* 736. 105 p.

Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa, Metsäntutkimuslaitoksen opastuskeskuksessa pidettiin Rovaniemen ja Kolarin tutkimusasemien tutkimuspäivät 6.—7.6.1988. Päivien teema oli luonnonsuojelualueilla tehtävä tutkimus ja ne liittyivät juhlatilaisuuteen; Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevat kansallispuistot täyttivät 50 vuotta.

Tutkimuspäivien tarkoituksena oli luoda katsaus lähimenneisyydessä tehtyyn ja nykyisin tehtävään tutkimukseen eri puolilla maata sijaitsevilla luonnonsuojelualueilla. Näin ollen esitelmöitsijöiksi oli kutsuttu alan tutkijat mahdollisimman kattavasti.

Tutkimuspäivillä käsiteltiin suojelualueiden merkitystä tutkimukselle ja toisaalta niiden hoidon aiheuttamaa tutkimustarvetta, suojelualueiden tutkimuksen järjestämistä eri tutkimusyksiköissä ja esiteltiin tuloksia useista yksittäisistä tutkimushankkeista. Esitelmissä tuli esiin suojelualueiden korvaamaton merkitys luonnontieteelliselle perustutkimukselle ja metsäntutkimukselle. Metsäntutkimus tarvitsee suojelualueita etenkin luonnontilaisen metsän kehityksen ja toiminnan lainalaisuuksien selvittämiseen, erilaisten ympäristömuutosten seurantaan ja tärkeinä talousmetsien vertailualueina. Suojelualueiden tutkimusten puitteissa Metsäntutkimuslaitoksella on hyvät mahdollisuudet kehittää tutkimusyhteistyötä yliopistojen kanssa.

Tutkimuspäivillä pidettiin yhteensä 18 esitelmää, joiden aihepiiri vaihteli luonnontieteellisestä peruskartoituksesta ympäristötaloustieteeseen.

The information center of the Finnish Forest Research Institute in the Pallas-Ounastunturi National Park was the site of a research conference organized by the Rovaniemi and Kolari Research Stations June 6—7, 1988. The theme of the conference was confined to research being carried out on nature conservation areas. This special theme was part of a celebration: the national parks run by the Research Institute turned 50.

The aim of the conference was to examine recent and current research in nature conservation areas around the country. With this in mind the conference sought to assemble as representative a group of researchers as possible to present their findings.

The conference dealt with the significance of conservation areas for research, the need for research which their management occasions, and how such research has been organized in the various research stations; the results of numerous individual studies were presented. The papers brought out the unique position of conservation areas in basic research and in forest research. The areas are needed to study the rules governing the development of virgin forests, to monitor various changes in the environment and to furnish important bases of comparison with commercial forests. Research on the conservation areas yields opportunities for cooperation between the Research Institute and the universities.

In all, some 18 presentations were given, with topics ranging from basic cartography in the natural sciences to environmental economics.

Keywords: nature conservation, multiple use, environmental economics
ODC 907.11-01

Correspondence: The Finnish Forest Research Institute, Rovaniemi Research Station, Eteläranta 55, SF-96300 Rovaniemi, Finland

ISBN 951-40-1062-0
ISSN 0015-5543

Helsinki 1989. Valtion painatuskeskus

SISÄLLYS

AARNE NYSSÖNEN: Tutkimuspäivien avaus	5
Suojelualueiden merkitys, hoito ja käyttö	
OLLI JÄRVINEN: Suojelualueiden merkitys tutkimukselle	8
<i>Summary: The significance of reserves for research</i>	12
ANNA-LIISA SIPPOLA: Suojelualueiden hoidon ja käytön tutkimustarpeet	12
<i>Summary: Research needs for management of protected areas</i>	17
ARTO NASKALI: Ympäristötaloustieteellinen näkökulma luonnonsuojelualueisiin	18
<i>Summary: Environmental economics and nature conservation areas</i>	29
Suojelualueiden peruskartoitus	
ANNELI LEIVO: Luonnonsuojelualueiden kasvillisuusselvitykset	32
<i>Summary: Vegetation inventories on nature protection areas in Finland</i>	34
PETER JOHANSSON & KALEVI MÄKINEN: Maaperägeologisesta kartoituksesta ja tutkimuksesta Urho Kekkosen kansallispuiston alueella	35
<i>Summary: The mapping and the research of the quaternary geological deposits in the region of the Urho Kekkonen National Park</i>	39
ANTERO JÄRVINEN & ARI RAJASÄRKKÄ: Mallan luonnonpuiston linnustollisesta arvosta	40
<i>Summary: The importance of the Malla Nature Reserve (northwestern Finnish Lapland) as a breeding area of birds</i>	43
Suojelualueiden ekosysteemit ja niiden muuttuminen	
TAPIO LINDHOLM & SEPPO TUOMINEN: Vanhojen luonnonmetsien rakennetyypit eräillä eteläborealisilla luonnonsuojelualueilla	46
<i>Summary: The structure classes of southern boreal natural forests in some Finnish nature protection areas</i>	52
HEIKKI HENTTONEN: Myyrien kannanvaihtelut — Pallaksen myyrätutkimus	53
<i>Summary: Population fluctuations of microtine rodents: Aspects of geographic patterns, and a case study of genuine cycles at Pallasjärvi, Finnish Lapland</i>	58
HEIKKI KAUKANEN: Jaurujokilaakson tuulenkaatoalueen inventointi Urho Kekkosen kansallispuistossa	59
<i>Summary: Inventory of the windthrow area of Jauru Valley in the Urho Kekkonen National Park</i>	65
HANNU SAARENMAA, KARI HELIÖVAARA & RAUNO VÄISÄNEN: Tuhohyönteisten ja sinistymän esiintyminen myrskyn kaatamissa puissa Urho Kekkosen kansallispuistossa	66
<i>Summary: Occurrence of insects and blue stain in windthrown trees in a national park in northern Finland</i>	75
SEPPO KOPONEN: Metsäpalon vaikutus koivumetsän pohjakerroksen selkärangattomaan eläinlajistoon Kevon luonnonpuistossa	75
<i>Summary: Effect of fire on ground layer invertebrate fauna in birch forest in the Kevo Strict Nature Reserve, Finnish Lapland</i>	79
PENTTI SEPPONEN: Pisavaaran luonnonpuiston metsäpalotutkimus	80
<i>Summary: Study on the forest fire in the Pisavaara Nature Reserve</i>	85
Luonnon monikäytön tutkimus suojelualueilla	
TIMO HELLE & MATTI SÄRKELÄ: Ulkoilukäytön vaikutukset porojen laitumen käyttöön ja jäkälikön kulumiseen Saariselällä	88
<i>Summary: Tourism and reindeer management in Saariselkä; disturbance effects and trampling of lichen ranges</i>	94
PEKKA HELLE, TIMO HELLE & MIKKO MÖNKKÖNEN: Lupon esiintyminen Oulangan kansallispuistossa	94
<i>Summary: Abundance of arboreal lichens (Usneaceae) in the Oulanka National Park, northeastern Finland</i>	98
SEPPO EUROLA, KARI LAINE & ESKO SAARI: Mustikan ja pohjanvariksenmarjan marjasatojen vuotuisista vaihteluista pohjoisimmassa Suomessa	99
<i>Summary: Annual variation of berry production of bilberry and crowberry in northern Finland</i>	104

KIRJOITTAJAT — AUTHORS

Eurola, Seppo	Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos	Mäkinen, Kalevi	Geologian tutkimuskeskus,
Heliövaara, Kari	Metsäntutkimuslaitos,		Pohjois-Suomen aluetuimisto
	Metsänsuojelun tutkimusosasto	Mönkkönen, Mikko	Oulun yliopisto, Eläintieteen laitos
Helle, Pekka	Jyväskylän yliopisto, Konneveden	Naskali, Arto	Metsäntutkimuslaitos,
	tutkimusasema		Rovaniemen tutkimusasema
Helle, Timo	Metsäntutkimuslaitos,	Nyysönen, Aarne	Metsäntutkimuslaitos
	Rovaniemen tutkimusasema	Rajasärkkä, Ari	Metsähallitus,
Henttonen, Heikki	Metsäntutkimuslaitos,		Luonnonsuojelualuetuimisto
	Metsänsuojelun tutkimusosasto	Saarenmaa, Hannu	Metsäntutkimuslaitos,
Johansson, Peter	Geologian tutkimuskeskus,		Metsänsuojelun tutkimusosasto
	Pohjois-Suomen aluetuimisto	Saari, Esko	Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos
Järvinen, Antero	Helsingin yliopisto, Kilpisjärven	Sepponen, Pentti	Metsäntutkimuslaitos,
	biologinen asema		Rovaniemen tutkimusasema
Järvinen, Olli	Helsingin yliopisto, Eläintieteen	Sippola, Anna-Liisa	Metsäntutkimuslaitos,
	laitos		Rovaniemen tutkimusasema
Kauhanen, Heikki	Turun yliopisto, Biologian laitos	Särkelä, Matti	Helsingin yliopisto,
Koponen, Seppo	Turun yliopisto, Biologian laitos		Ympäristönsuojelun laitos
Laine, Kari	Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos	Tuominen, Seppo	Helsingin yliopisto, Kasvitieteen
Leivo, Anneli	Metsähallitus,		laitos
	Luonnonsuojelualuetuimisto	Väisänen, Rauno	Helsingin yliopisto, Eläintieteen
Lindholm, Tapio	Vesien ja ympäristöntutkimuslaitos		laitos

Käsiikirjoituksen ovat tarkastaneet apul.prof. Rauno Ruuhijärvi ja dos. Jussi Kuusipalo tehden siihen arvokkaita korjausesityksiä. Artikkeleiden englanninkieliset osat on tarkastanut Richard Foley. Kiitämme edellä mainittuja samoin kuin kaikkia muita julkaisun syntyyn myönteisesti vaikuttaneita.

Toimittajat

TUTKIMUSPÄIVIEN AVAUS

Aarne Nyssönen

Vuosittain pidettävät Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen ja Kolarin tutkimusosastojen yhteiset tutkimuspäivät sattuvat tänä vuonna kaksinkertaisesti tasavuosiin. Metsäntutkimuslaitoksen toiminnan alkamisesta on muutamana viikkoa kuluttua tasan 70 vuotta. Maamme vanhimpia kansallis- ja luonnonpuistoja koskevan lain ja asetuksen antamisesta taas tuli helmikuussa kuluneeksi 50 vuotta.

Metsätieteiden juuret Suomessa ulottuvat viime vuosisadalle ja jopa yli 200 vuoden taakse. Ulkoiset edellytykset jatkuvalla tieteen vaatimukset täyttävälle metsäntutkimukselle loi metsäopetuksen aloittaminen v. 1908 Helsingin yliopistossa, minne opetus siirrettiin Evolta. Seuraavana vuonna perustettu Suomen Metsätieteellinen Seura kokosi ympärilleen ne aktiiviset tutkijavoimat, joita maassamme tuolloin oli. Kolmantena tähän rakennelmaan suunniteltiin alun alkaen Metsäntutkimuslaitosta. Metsähallituksen aloitteesta ja senaatin toimeksiannosta A.K. Cajander teki ehdotuksen tutkimuslaitoksen perustamisesta. Käytännön toimiin se johti jatkosuunnittelun jälkeen kymmenkunta vuotta myöhemmin.

Käyntiin saatu metsäntutkimus kävi riipeästi hoitamaan eräitä perustehtäviä. Cajanderin luoman metsätutkimusteorian soveltaminen kasvupaikkojen luokittelussa on ollut mahdollista vain metsiköiden kasvua ja kehitystä kuvaavien selvitysten avulla. Metsänhoidon menetelmien kehittäminen on tapahtunut sekä vartavasten järjestettyjen, usein pitkäaikaisten kokeiden avulla että käytännön kokemuksiin keräten. Soiden ojituskelpoisuuden määrittäminen on luonut perusteet mittavalle soiden metsätaloudelliselle hyväksikäytölle. Valtakunnan metsien inventoinnit ja niihin liittyvät puunkäyttötutkimukset ovat Suomessa pitempään ja johdonmukaisemmin kuin missään muussa maassa antaneet tietoja metsävaroista ja niiden käytöstä.

Heti tutkimuslaitoksen perustamisen jälkeen tutkimusta alettiin tehdä suhteellisen

voimaperäisesti myös Pohjois-Suomessa. ”Suomen metsänhoidon isäksi” kutsuttu A.G. Blomqvist oli jo 1870- ja 1880-luvuilla selvitelty metsiköiden kehitystä täällä. Tämän vuosisadan alkukymmeninä lukuisat tutkijat julkaisivat Pohjois-Suomen oloja koskevia tutkimustuloksia. Tunnetuimpien joukkoon kuuluvat sellaiset nimet kuin Renvall, Cajander, Aaltonen, Heikinheimo, Lakkari, Ilvessalo ja Kujala. Jo 1920-luvulla perustettiin tänne myös ensimmäiset kestokoealojen sarjat kasvatushakkuiden vaikutusten selvittämiseksi.

Vuoden 1960 jälkeen tapahtuneelle kehitykselle on ollut ominaista voimakkaana jatkunut toimintojen hajautus. Tutkimuslaitokseen on näin synnytetty 8 tutkimusasemaa, mikä tarkoittaa sitä, että tutkijatkin toimivat näiltä asemilta käsin ympäri vuoden. Alueellisten tutkimustarpeiden tyydyttämisen ohessa asemilla on erityinen merkitys rakennettaessa yhteyksiä käytännön metsätalouteen. Tapahtunutta voimavarojen kasvua kuvaa se, että kun vielä 1950-luvun lopulla koko tutkimuslaitoksen palveluksessa oli n. 100 henkeä, tällä hetkellä jo Rovaniemen tutkimusaseman henkilöluku on lähellä sitä. Tietenkin tämä takaa myös tulosten syntymisen. Esim. Lapin Metsä 2000 -ohjelman valmistuminen viime talvena ei olisi ollut mahdollista ilman vahvaa tutkimustraditiota Lapissa Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasemalla sekä Suomen koko metsäntutkimuksen kentässä.

Koko tutkimuslaitoksen nykyisiä mittasuhteita esittävät seuraavat luvut: tutkijoita n. 200, pysyväisluonteista henkilöstöä kaikkiaan 800 ja kenttäapulaiset mukaanlukien laitoksessa tehdään runsaat 1 000 henkilötyövuotta. Vuosibudjetti n. 100 milj.mrk. merkitsee kahta kolmasosaa Suomessa kaikkiaan metsäntutkimukseen käytetyistä varoista. Tutkimuslaitoksessa on kolme toista tutkimussuuntaa, kukin niistä oman professorinsa johtamana. Niiden joukkoon mahtuvat niin biologis-, teknis- kuin ekonomispainotteiset alat.

Miltei alun alkaen tutkimuslaitoksen hallintaan siirrettiin tutkimusalueita. Nykyään niitä on maan eri osissa 17 ja niiden yhteinen pinta-ala on yli puolet laitoksen hallinnassa kaikkiaan olevista 140 000 hehtaarista. Loput ovat erilaisia luonnonsuojelualueita, joukossa maamme vanhimmat Pallas-Ounastunturin ja Pyhätunturin kansallispuistot sekä Mallan ja Pisavaaran luonnonpuistot täällä Pohjois-Suomessa. Näiden 50-vuotispäiviä olemme täällä juuri viettämässä.

Siirryttyämme näin luonnonsuojelualueisiin voimme todeta, että kansallis- ja luonnonpuistojen tarkoitukselliset poikkeavat toisistaan. Luonnonpuistojen tehtävänä on säilyttää alkuperäistä Suomen luontoa täysin koskemattomana tieteellistä tutkimusta varten. Kansallispuistot ovat taas yleisiksi nähtävyyksiksi perustettuja luonnonsuojelualueita ja niissä vaeltaminen on varsin vapaata. Niitä säilytetään näytteinä Suomen arvokkaimmista ja tunnusomaisimmista luonnonpiirteistä. Kansallispuistojen tärkeänä tehtävänä on tarjota mahdollisuudet myös virkistytymiseen ja retkeilyyn luonnossa. Retkillä on usein opetustavoitteita. Esim. Pallaksen-Ounaksen seutu on myös paikallisen väestön merkittävä virkistysalue. Tämän väestön kannalta on edelleen mainittava, että uuden järjestyssäännön mukaisia kalastus- ja metsästyslupia on myönnetty puiston Enontekiön puoleiseen osaan. Poronhoito on kuitenkin alueen perinteisistä luontaiselinkeinoista tärkein.

Yksi kansallispuistojen keskeisistä tehtävistä ja samalla luonnonpuistojen päätehtävä on palvella tieteellistä tutkimusta. Esimerkiksi voidaan ottaa näiden alueiden merkitys maamme metsäntutkimukselle. On tapana puhua luonnonmukaisesta metsätaloudesta, johon periaatteessa tulisi pyrkiä kaikissa käytännön toimituksissa. Tämä vaatii metsien luontaisen kehityksen tuntemusta. Siinä mielessä meillä on selvitetty luonnonmetsien ja erityi-

sesti ns. luonnonnormaalien metsiköiden kehitystä maan eri osissa. Myös monet metsien uudistamista koskevat kysymykset saavat perustansa luonnonmetsien uudistumisesta. Erikseen ovat vielä metsänrajametsien mielenkiintoiset tutkimustehtävät. Myöhemmin mukaan on tullut monikäyttötutkimus, joka kohdistuu mm. metsien virkistyskäytön ympäristövaikutuksiin ynnä marja- ja sienisatojen sekä riistakantojen luontaiseen vaihteluun. Näin ollen luonnonsuojelualueet muodostuvat jatkuvan tutkimuksen kohteiksi ja korvaamattomaksi aarraitaksi. Näiden alueiden arvon ymmärtämisestä ovat yhtenä osoituksena nämä kahden tutkimusaseman järjestämät tutkimuspäivät.

Tässä esimerkkinä luonnonsuojelualueilla tapahtuvasta tutkimustyöstä ollut metsäntutkimus on vain osa suuremmasta kokonaisuudesta. On aihetta ilmaista ilo siitä, että näille päiville on saatu varsin laajaa tutkimusrintamaa edustava joukko alustajiksi ja osanottajiksi. Tarvitsemamme yhteistyön kannalta tilanne näyttää nyt hyvältä. Metsäntutkimuslaitoksen asiana on tehdä parhaansa työmahdollisuuksien varaamiseksi kaikkien alojen tutkijoille niin tällä hienolla Pallas-Ounastunturin alueella kuin muillakin hallinnassaan olevilla alueilla.

Näiden päivien ohjelmassa on alustuksia seuraavilta aloilta:

1. suojelualueiden merkitys,
2. suojelualueilla suoritettavat inventoinnit ja selvitykset,
3. suojelualueilla suoritettavien tutkimusten tuloksia sekä
4. tutkimustarpeet ja -ohjelmat.

Olisi kovin toivottavaa, että niistä laajoista aineksista, joita tutkimuspäivillä käsitellään, syntyisi ehdotuksia ja ehkä kokonaista ohjelmaakin suojelualueiden tutkimustyön pinoalueiksi. Metsäntutkimuslaitoksen puolesta toivotan näille päiville parhainta menestystä.

Suojelualueiden merkitys, hoito ja käyttö

SUOJELUALUEIDEN MERKITYS TUTKIMUKSELLE

Olli Järvinen

Johdanto

Ensisijaisesti suojelualueiden tehtävänä on säilyttää alue niin ”vakaana” kuin se luonnostaan on. ”Vakaus” (stabiliteetti) on tietenkin suhteellista: sääolot vaihtelevat vuodesta toiseen, ja kasvien kukintarytmit, myyräpopulaatioiden heilahtelut, kasvillisuuden sukkessio sekä monet muut seikat aiheuttavat, etteivät vuodet ole veljeksiä. Suomeksi populaatioiden ja eliöyhteisöjen tasapainoa ja vakautta käsittelevään ekologiseen kirjallisuuteen ja problematiikkaan johdattavat mm. Haila (1987) ja Hanski (1987).

Rajaan oman käsittelyni sellaiseen tutkimukseen, joka erityisesti hyödyntää sitä suojelualueiden erityisominaisuutta, että ne säilyvät pitkiä aikoja luontaisen vakaina. En näin ollen puutu läheskään kaikkeen suojelualuetutkimukseen, esimerkiksi sellaiseen tutkimukseen, jota tehdään suojelualueiden käytön ja hoitamisen edistämiseksi. Itsestään selvää on, että otsikon kaltaisen teeman tyhjentävä käsittely ei ole mahdollista, vaan kirjoituksen tehtävänä on ainoastaan johdatella tähän tutkimuskenttään. Täydentäviä näkökohtia lukija löytää teoksesta Järvinen ja Miettinen (1987).

Suojelualueet arkistoina

Suojelualueiden merkitys tutkimukselle on periaatteessa suuri — näin on helppo sanoa, mutta mitä fraasin alle kätkeytyy?

Ensimmäisenä näkökohtana otan esille sen, että suojelualueiden tehtävänä on säilyttää näytteitä luonnosta. Kun suojelualue perustetaan, sen käyttöä rajoitetaan joillakin tavoin; vaihtoehtoja on täydellisestä rauhoituksesta hyvin lieviin käyttörajoituksiin, mutta päämääränä on yleensä rajoituksin turvata se, että suojeltavaksi tarkoitettut kohteet todella säilyvät. Tässä mielessä suojelualueet ovat arkistoja.

Arkistoja, ts. näytteitä tavalla tai toisella merkittävästä luonnosta, tarvitaan monesta

syystä. Tutkimuksen kannalta on olennainen etu, että tutkittavaa ilmiötä voidaan tutkia mahdollisimman monipuolisesta aineistosta. Ajatelkaamme metsänkasvun tai soistumisen tutkimusta tilanteessa, jossa aineistoa voisi saada vain OMT-kuusikoista tai rahkarämeiltä! Kun luontaista elinympäristöjen monimuotoisuutta on tallella niin suojelualueilla kuin niiden ulkopuolellakin, on helpompi saada käsitys niistä vaihtoehtoista, jotka luonnossa todella vallitsevat. ¹Suomessa erityisen tärkeätä on luonnollisesti säilyttää mahdollisimman hyvin koko metsä- ja suotyypien kirjo.

Teemaa voi tarkastella toisestakin suunnasta. On selvää, että luonnon ekosysteemien toiminta on tavattoman mutkikasta, koska lajeja on melkein missä tahansa ekosysteemissä sadoittain tai tuhansittain, joissakin paljon enemmänkin, ja ekosysteemin rakenne ja toiminta riippuvat näiden eri lajien toiminnasta ja lajien keskinäisistä vuorovaikutuksista. Monimutkaisen dynaamisen systeemin käyttäytymisen ennustaminen on hankalaa minkään mallin avulla, koska malliin tarvittavia parametreja on niin runsaasti, että niiden tarkka arviointi on työlästä. Tästä syystä on tavattoman arvokasta, että eri luonnontyyppien vaihtelu saadaan säilytettyiksi suojelualueilla: vaihtelu osoittaa meille,

¹ Sama argumentti pätee tietysti lajienkin suojeluun. On tutkimuksen kannalta suuri etu, mikäli ilmiöitä voidaan tutkia mahdollisimman monipuolisesti. Tämä ei onnistu, mikäli lajeja häviää sukupuuttoon kovin paljon. Tässä yhteydessä usein esitetty esimerkki on tämän vuosisadan alussa sukupuuttoon kuollut Uuden-Seelannin huia, lintu, jonka koiras ja naaras olivat nokkansa puolesta aivan erilaisia. Koiraan nokka oli tikkamainen talta, naaraan nokka pitkä, hoikahko ja alaskaartuva. Koiraan ja naaraan sanotaan etsineen ravintoa yhdessä: koiras takoi lahopökkelöitä ja naaras sieppasi esiin tulleet hyönteistoukat yms. nokallaan. Kyseessä on äärevin lintujen sukupuolten dimorfiaa koskeva tapaus, ja nykyiset tutkijat olisivat ikionnellisia, mikäli he voisivat maastossa tutkia huiaa ja selvittää, mitkä seikat olivat johtaneet dimorfian kehittymiseen. Samalla olisivat epäilemättä selkeytyneet käsitkset ongelmasta yleisemmälläkin tasolla.

millaiset mahdollisuudet lukemattomista teoreettisesti mahdollisista myös toteutuvat.

Säilyttäessään näytteitä luonnosta suojelualueet ovat tärkeitä monenlaisen perustutkimuksen kannalta (esimerkiksi kelpaa kaikki tutkimus, jossa kohteena on mahdollisimman häiritsemättömissä oloissa elävä populaatio tai eliöyhteisö). Tulee muistaa myös se, että suojelualueet eivät ole arkistoja pelkästään nykyiselle, vaan myös tulevalle tutkimukselle. On vaikea arvioida tulevaisuuden tutkimustarpeita, joten on välttämätöntä säilyttää monipuoliset näytteet luonnosta niin, että mahdollisimman moni laji ja luonnontyyppi säilyy. Tässä erityisen tärkeitä globaaliselä kannalta ovat trooppiset sademetsät (ks. esim. Järvinen ja Miettinen 1987, luku 10).

Suojelualueet vertailualueina

Perinteisessä koejärjestelyssä X:n vaikutusta Y:hyn tutkitaan vertaamalla Y:tä, johon X vaikuttaa, ja Y:tä, johon X ei vaikuta (luonnollisesti tarvitaan myös toistoja, mutta siihen ei tarvitse tässä puuttua). Tällaiseen perinteiseen koejärjestelyyn päästään helposti silloin, kun tutkimus voidaan toteuttaa pienillä pinta-aloilla. Tilanne muuttuu silloin, kun tarkastellaan tekijöitä, jotka vaikuttavat hyvin laajoilla alueilla.

Ekologiassa on viime vuosina korostettu ns. mittakaavan merkitystä: aivan eri syyt voivat olla tärkeitä toisaalta suppeilla, toisaalta laajoilla alueilla (ks. Wiens ym. 1986). On esimerkiksi osoittautunut, että Lapin laajat hakkuut ovat aiheuttaneet monien Lapin vanhojen metsien lintulajien vähenemisen sodanjälkeisinä vuosikymmeninä (Järvinen ym. 1977, Helle ja Järvinen 1986, Väisänen ym. 1986; ks. kuva 1), ts. koko Lapin mittakaavassa näiden lajien keskeinen vähenemisen syy on metsätalouden aiheuttama metsien ikärakenteen muutos ja yhtenäisten metsäalueiden pirstoutuminen. Sen sijaan vuosina 1915 ja 1981–83 tutkitulla Tervolan Törmävaaralla saman lajiston tärkein vähenemisen syy näyttää olleen vanhan metsäalueen eristyminen muista vanhoista metsistä (Väisänen ym. 1986) — tutkimusalue kasvoi vanhaa puustoa kumpanakin tutkimusajankohtana, mutta 1979–81 tutkimusalue oli enää yksinäinen vanhan metsän sirpale. Suppealla alueella monien lajien populaatiot ovat vain muutamien parien suuruisia, eikä

näin pieni populaatio todennäköisesti säily pitkiä jaksoja, vaikka itse elinympäristö säilyisikin.

Vertailualueina suojelualueiden merkitys on kasvamassa sen vuoksi, että ympäristön tilan seurantaä kehitetään jatkuvasti. Tällöin suojelualueita tutkimalla saadaan selville luontainen vaihtelu, ja tämän vaikutus voidaan sitten ottaa huomioon tulkittaessa suojelualueiden ulkopuolelta koottuja aineistoja. Merkittävä poikkeus tässä yhteydessä ovat ilman kautta leviävät aineet: esimerkiksi happaman laskeuman vaikutusten tutkimiseksi suojelualueetkaan eivät muodosta neutraalisia kontrollialueita.

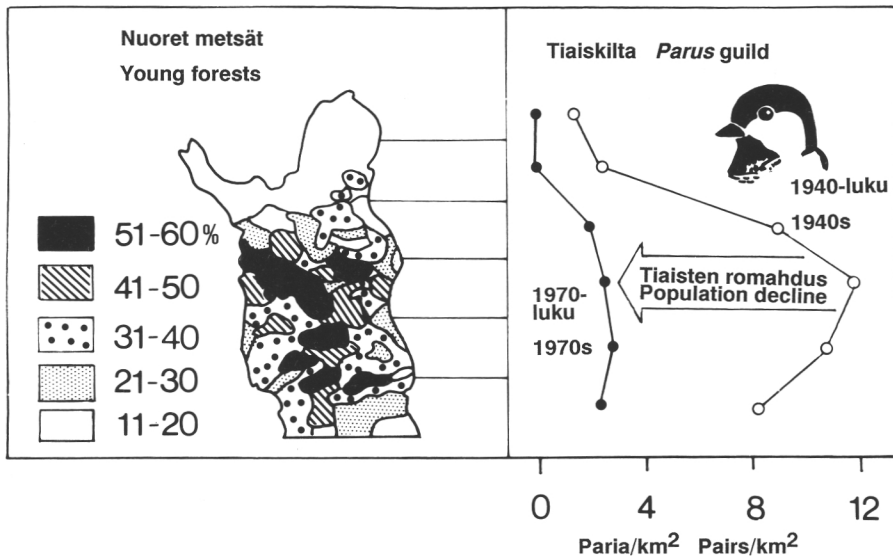
Suojelualueet luonnon monikäytön ja suojelualueiden käytön ja hoidon tutkimuksen kohteena

On jokseenkin luonnostaan lankeavaa, että suojelualueet merkitsevät paljon luonnon monikäytön ja suojelualueiden käytön ja hoidon tutkimuksen kannalta. Tästä teemasta on yksityiskohtaisia kirjoituksia muualla tässä numerossa, joten tyydyn viittaamaan niihin. On tietenkin selvää, että esimerkiksi monikäytön tutkimus ei voi rajoittua yksinomaan suojelualueille, saadaanhan mm. pääosa marja- ja sienisadostamme normaaleilta metsätalouden mailta ja suojelemattomilta soilta.

Suojelualueet luonnonsuojelubiologian tutkimuskohteena

Luonnonsuojelubiologia (*conservation biology*) voidaan ehkä tiiviisti määritellä biologian alaksi, joka pyrkii tutkimaan luonnon monimuotoisuuteen vaikuttavia tekijöitä ja kehittämään keinoja luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi (Soulé 1986); tällaisena se rajautuu mm. ekologiaan ja genetiikkaan.

Luonnonsuojelubiologian keskeisiä kohteita on alkuperäisten luonnonalueiden pirstoutumisen biologisten seurausten tutkimus. Tämä johtuu siitä, että ihmistoiminnan vaikutuksesta jokseenkin kaikkialla kehityssuunta on samanlainen: alkuperäisen luonnon alueet muodostavat yhä selvemmin sirpaleita



Kuva 1. Kuvion vasemmassa puoliskossa (ks. Järvinen ym. 1977) on esitetty aukean uudistusalan ja taimisto- sekä riukuvaiheen osuus metsämaan alasta 1960-luvun lopulla valtakunnallisten metsänarviointien mukaan. Nuorten metsien osuus on laajoilla alueilla Lapissa ylittänyt 40 % metsämaan alasta. Laajat hakkuut ovat aiheuttaneet mm. havumetsien ns. tiaskillan lajien vähenemisen (oikealla). Kiltaan kuuluvat lapin- ja hömötiaisen ohella myös kuukkeli ja puukiipijä, alueen etelälaidoilla lisäksi töyhtö- ja kuusitiainen. Tiaskillan yhteistiheys on vähentynyt noin 10 parista/km² noin 2 pariin/km² laajoilla alueilla.

Fig. 1. Intensive forestry has entailed a dramatic decline in the population density of many bird species dependent on mature coniferous forests. Left: Proportion of treeless regeneration area and seedling and sapling stands from forest land area at the end of the 1960s (Järvinen et al. 1977). Right: Population density of sedentary, tit-like species of coniferous forests (four *Parus* spp., *Perisoreus infaustus*, *Certhia familiaris*) in the 1940s (typical density in Lapland about 10 pairs/km²) and in the 1970s (typical density about 2 pairs/km²). From Järvinen and Miettinen (1987).

ja saarekkeita. Ekologian teoriasta tiedetään hyvin, että populaatioiden riski hävitä vähenee populaation koon funktiona. Kun alkuperäiset luonnonalueet pirstoutuvat, seurauksena on keskimääräisen populaatiokoon pieneneminen eli häviämiskasvu. Keskeiseksi kysymykseksi, jonka ratkaisussa ollaan vasta tutkimuksen alkuvaiheessa, muodostuu kysymys pienimmän elinkelpoisen (*minimum viable population*) koosta.

Joitakin johtopäätöksiä voidaan kuitenkin todeta. Ensinnäkin on monia tapauksia, jotka osoittavat pienen populaation voivan hävitä, vaikka sen suojelemiseksi tehdään kaikki mahdollinen. Esimerkiksi Ruotsin tammittikapopulaatio hävisi siitä huolimatta, että parinkymmenen viimeisen tikan elinympäristö — vanhat tammimetsät — säilyi, mutta ilmeisesti sukusiitos pienessä kannassa johti sukupuuttoon (Pettersson 1984).

Toinen, aluksi kenties yllättävältä vaikuttava johtopäätös on se, että laji voi hävitä elinympäristön häviämisen seurauksena laa-

jalta alueelta ilman yhdenkään varsinaisen elinpaikan tuhoutumista. Tässä ei ole mahdollisuus syventyä yksityiskohtiin (ks. Järvinen ja Miettinen 1987, s. 154—156), mutta lyhyesti ajatus on seuraava.

Jos laji elää laikuittain esiintyvässä elinympäristössä, sen selviytymiseen alueella vaikuttaa toisaalta se, kuinka usein yksilöt onnistuvat valtaamaan uusia, tyhjiä laikkuja, toisaalta se, kuinka usein populaatio häviää asuutilta laikuilta. Häviämisiä välttämättä sattuu; kuinka usein niitä sattuu, riippuu laikkujen koosta. Jos suojellaan tiukasti niitä laikkuja, joissa laji esiintyy, mutta tuhoetaan asuttamattomat laikut, mahdollisuus uusien laikkujen asuttamiseen vähenee (mahdollisia kohteita ovat enää ne suojellut laikut, joista laji häviää). Mikäli valtaumahdollisuudet vähenevät riittävästi, seurauksena on lajin häviäminen koko alueelta. Käytännössä tämä merkitsee sitä, että uhattujen lajien suoje- lun kannalta sopivilla elinympäristöillä on arvoa, vaikka lajin yksilöitä ei alueella tut-

kimushetkellä sattuisikaan esiintymään. Tästä seuraa edelleen, että muutokset lajien runsaudessa saattavat olla suurempia kuin elinympäristön muutokset, vaikka ympäristömuutokset olisivat runsausmuutosten tärkein syy (esim. Lapin tiaskillan lajit ovat vähentyneet enemmän kuin vanhat metsät, ks. kuva 1).

Tutkimuksen merkitys suojelualueille

Kansainvälisesti varsinkin luonnonsuojelubiologian piirissä on viime aikoina selvästi voimistunut lajiston monipuolisuuden säilyttämiseen tähtäävä tutkimus. Tämä liittyy suojelualueisiin, koska monissa tapauksissa suojelualueiden keskeinen tehtävä on säästää lajistoa, nimenomaan sellaista lajistoa, joka ei muuten säilyisi. Toistaiseksi on kuitenkin yllättävän vähän pohdittu, saati tutkittu sitä, kuinka suojelualueet pystyvät täyttämään varsinaisen tehtävänsä pitkällä tähtäyksellä. Kuinka suojelualueiden lajisto säilyy? Tähän vastaamiseksi ensisijainen keino on tutkia suojelualueita, mutta sellainen tutkimus vaatii välttämättä vuosikymmeniä.

Biologinen tutkimus voi kuitenkin tarjota keinoja arvioida suojelualueiden tarkoituksenmukaisuutta jo nyt. Eräs keinoista on reunojen tutkimus. On yleisesti tunnettua, että esim. metsäkuvion reunassa on usein erilainen lajisto kuin sen keskiosissa. Koska monet suojelualueet erottuvat selvästi lähiympäristöstään, myös niillä on reuna-alueita; erityisesti pienillä suojelualueilla vaikutus saattaa olla huomattava. On myös tutkittu eri lajien elinpiirien laajuutta. Tämä on erityisen tärkeää suurten nisäkkäiden ja lintujen suojelualueiden kannalta. Edelleen voidaan hyödyntää tietämystä eliöiden runsaudenvaihteluista. Koska häviämiskriisi riippuu populaation koosta, mahdollisuudet välttää kannanvaihteluiden aallonpohjia ovat tärkei-

tä. On myös tutkittu metsäalueiden pirstoutumisen vaikutusta lajistoon, Suomessa etenkin Seitsemisen kansallispuistossa (mm. Haila 1986, Niemelä ja Haila 1986).

Kirjallisuus

- Haila, Y. 1986. North European land birds in forest fragments: evidence for area effects? In: Verner, J., Morrison, M.L. & Ralph, C.J. (eds.) *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrate*. Univ. Wisconsin Press, Madison. p. 315—319.
- 1987. ”Ekologisen tasapainon” tarina. *Tiede & edistys* 12: 166—174.
- Hanski, I. 1987. Populaatioiden tasapaino. *Tiede & edistys* 12: 175—180.
- Helle, P. & Järvinen, O. 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos* 46: 107—115.
- Järvinen, O. & Miettinen, K. 1987. Sammuuko suuri suku? Luonnon puolustamisen biologiaa. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy, Helsinki, 256 s.
- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. 1977. Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana. Summary: Effects of modern forestry on the numbers of breeding birds in Finland in 1945—1975. *Silva Fennica* 11: 284—294.
- Niemelä, J. & Haila, Y. 1986. Conservation of carabid beetles in fragmented taiga. *Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology, Amsterdam 24—29 August 1986*, p. 469—472.
- Pettersson, B. 1984. Ecology of an isolated population of the middle spotted woodpecker, *Dendrocopos medius* (L.) in the extinction phase. Ph.D. thesis, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Report 11. 139 p.
- Soulé, M. (ed.) 1986. *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Mass., 584 s.
- Väisänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird communities in boreal forests? *Ornis Scandinavica* 17: 282—292.
- Wiens, J.A., Addicott, J.F., Case, T.J. & Diamond, J. 1986. Overview: the importance of spatial and temporal scale in ecological investigations. In: Diamond, J. ja Case, T.J. (ed.) *Community ecology*. Harper & Row, New York. p. 145—153.

Total of 11 references

SUMMARY

The significance of reserves for research

This paper briefly reviews the significance of various reserves for research. Four different topics are discussed:

1. Reserves as archives. Protected areas preserve samples from nature, which may be important in understanding various phenomena.
2. Reserves as background for comparisons. Understanding changes in human-modified areas is often aided by comparisons with unmodified areas such as reserves.
3. Reserves and the multiple-use of nature and the management and use of reserves. Naturally, the multiple-use of nature and the management and use of reserves are readily studied in reserves.

4. Reserves as a study object in conservation biology. Conservation biologists study the maintenance of natural diversity, and in this pursuit the study of reserves is helpful. The almost universal effect of man upon the environment has been the fragmentation of natural habitats, and it is logical to study the effects of fragmentation in reserves, as reserves tend to be fragments easily distinguished from the environment.

Finally, I discuss possibilities to use research in order to evaluate the ability of reserves to maintain a diversified flora and fauna, which is one of the foremost functions of reserves.

SUOJELUALUEIDEN HOIDON JA KÄYTÖN TUTKIMUSTARPEET

Anna-Liisa Sippola

Johdanto

Suojelualueet mielletään usein alueiksi, joiden luonnontilaan ei puututa, ts. joissa vallitsevat luonnon omat prosessit. Tällainen ns. passiivinen hoitopolitiikka soveltuu hyvin mm. tutkimussäästiöihin sekä erämaisina säilytettäviin puistoihin ja puistonosiin. Näiden alueiden käyttö on tavallisesti rajoitettua tai se on muuten vähäistä esimerkiksi alueen vaikean saavutettavuuden takia.

On kuitenkin alueita, joilla tarvitaan aktiivisia hoitotoimia. Suojelualan hoidon tarve määräytyy ennen kaikkea alueen suojelutavoitteiden perusteella: on määriteltävä, mitä lajeja ja ekosysteemejä alueella halutaan suojella ja tutkittava, millaisia toimenpiteitä tavoitteiden toteuttamiseksi tarvitaan.

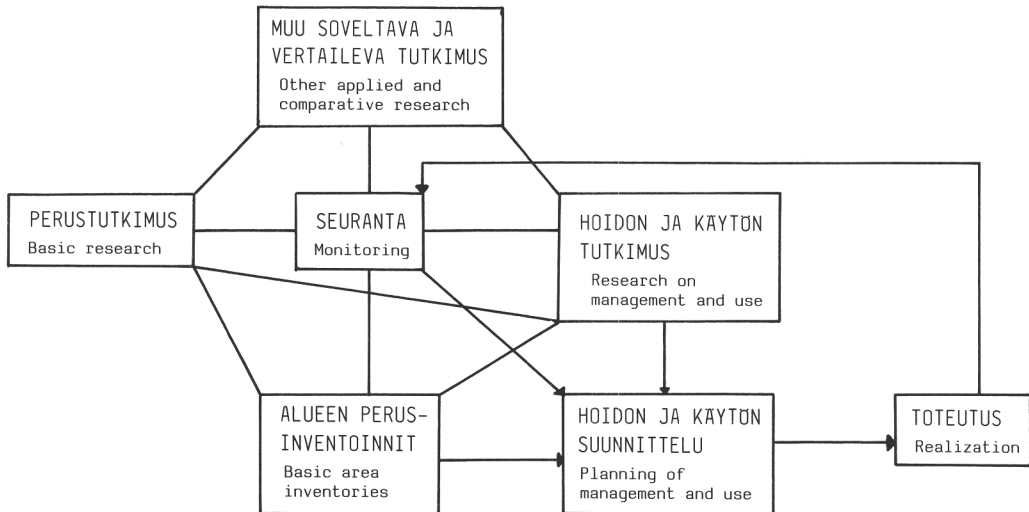
Lajiston vaatimat hoitotoimet voivat joutua mm. alueen koosta, sijainnista tai rajauksesta. Alue voi olla liian pieni ja eristynyt muista vastaavista habitaateista, jotta tietty

laji voisi säilyä sillä ilman ihmisen apua, tai se voi olla liiaksi ihmistoiminnan piirissä, jotta se voitaisiin jättää kehittymään itseksensä. Kasvillisuuden sukkessiovaiheiden säilyttäminen vaatii tavallisesti jatkuvia hoitotoimia, samoin monet uhanalaiset lajit (ks. McKinnon ym. 1986).

Luonnonsuojelualan hoitoon tarvitaan tietoa sekä yksittäisten lajien ekologiasta että ekologisista prosesseista. Ekologisen tiedon hallinta on tärkeää, jottei hoitotoimilla aiheuteta enemmän vahinkoa kuin hyötyä.

Toinen suojelualan hoidon tarpeeseen vaikuttava tekijä on alueen käyttö. Mitä intensiivisemmin aluetta käytetään, sitä suurempi on yleensä hoidon tarve. Tutkimusta tarvitaan mm. eri käyttömuotojen vaikutuksista luontoon, luonnon kantokyvystä ja toimenpiteiden taloudellisista vaikutuksista. Tutkimustietoa tarvitaan myös opastuksen ja palveluiden kehittämiseen.

Seuraavassa pyritään hahmottelemaan



Kuva 1. Suojelualueiden tutkimuskäytön ryhmittely ja yhteydet alueiden hoitoon ja käyttöön.
 Fig. 1. The relationships of research and monitoring to the management and use of conservation areas.

suojelualueiden hoidon ja käytön tutkimustarpeita yleispiirteisesti. Hoidon tarpeet vaihtelevat maan eri osissa ja suojeluasteeltaan erilaisilla alueilla, joten tutkimustarpeiden yksilöinti vaatisi puistokohtaista tarkastelua. Joitakin esimerkkejä yksittäisistä tutkimuskohteista on esitetty lähinnä pohjoisilta suojelualueilta.

Hoidon ja käytön tutkimuksen yhteydet muuhun suojelualuetutkimukseen

Suojelualueiden hoidon ja käytön tutkimus on kiinteässä yhteydessä muuhun alueella tehtävään tutkimukseen. Perusinventoinnit ja seuranta muodostavat hoidon ja käytön tutkimukselle välttämättömän informaatiopohjan (kuva 1). Ekologista perustutkimusta tarvitaan mm. lajiston ja habitaattien hoidossa.

Hoidon ja käytön tutkimuksella on myös yhteys muuhun soveltavaan ja vertailevaan tutkimukseen, esim. yleisestä metsien monikäytön tutkimuksesta saatava tieto voi olla arvokasta suojelualueen hoidon ja käytön suunnittelussa. Tällöin on tärkeää, että tutkimustuloksen soveltavuus suojelualueen olosuhteisiin selvitetään ennen toimenpiteitä.

Perusinventoinnit

Käytännön hoitotöiden ja opastuksen suunnittelemiseksi sekä tutkimuksen tarkoituksenmukaiseksi suuntaamiseksi tarvitaan perustietoa suojelualueen eliölajistosta, luonnonoloista ja historiasta. Perusinventoinneissa tulisi selvittää ainakin alueen

- nisäkäs- ja lintulajisto
- muut selkärangaiset
- selkärangattomat pääryhmittäin
- kasvilajisto ja kasvillisuustyytit
- uhanalainen ja muu erityistoimia vaativa lajisto
- geologia
- maaperä
- ilmasto
- maankäytön historia
- kulttuurihistoria
- maisemallisesti arvokkaat kohteet

Inventointimenetelmät tulisi yhtenäistää siten, että inventointien alueellinen ja ajallinen vertailu on mahdollista. Suojelualueita varten olisikin kehitettävä yhtenäinen inventointinormisto esim. Ruotsin biologisen inventointinormiston tapaan.

Perusinventoinneista saatavien tietojen avulla pystytään seuraamaan luonnossa tapahtuvia muutoksia kuten lajistomuutoksia, sukkessiovaiheiden kehitystä, alueiden eri käyttömuotojen vaikutuksia luontoon jne. Tämä edellyttää riittävän kattavan seuranta-verkoston luomista näytealoineen. Kunkin

puiston kohdalla on tarpeen määritellä ne seurannan kohteet, jotka ovat oleellisia puiston suojelutavoitteen kannalta. Tavoitteista riippuen seuranta voi kohdistua esim. dominanssilajeihin, uhanalaisiin lajeihin tai tiettyjä ympäristömuutoksia heijasteleviin indikaattorilajeihin. Joissakin tapauksissa seuranta on järkevää kohdistaa koko habitaattiin, jolloin voidaan seurata esim. habitaatin diversiteetin tai koon säilymistä.

Monien eläinlajien kohdalla ongelmana on erottaa luontaiset ja ihmisen toiminnasta johtuvat kannanvaihtelut. Tässäkin tarvitaan ekologista perustutkimusta seurannan tueksi. Erityisen tärkeää biologisten seurantamethodien kehittäminen ja lajikohtaisten ekologisten vaatimusten tutkiminen on uhanalaisten lajien kohdalla (ks. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö 1985).

Suojelualueiden hoidon tutkimus

Suojelualueiden hoidon tutkimus on jaoteltu tässä käyttäen lähtökohtana kansallisia luonnonpuistojen satavuotisseminaarissa Lammilla v. 1980 tehtyä ryhmätyötä, jossa pohdittiin suojelualueiden hoidon tutkimustarpeita (MMM/Metsähallitus 1982). Jaotellun sisältämiä tutkimusaiheita on ryhmitelty osittain uudelleen.

Ekologisen elinvoiman turvaaminen

Suojelualueen koon, edustavuuden ja rajauksen merkitys suojeltavalle lajistolle tulisi selvittää jo ennen alueen perustamista, jotta suojeltava lajisto voitaisiin säilyttää ekologisesti elinvoimaisena. Pieniä suojelualueita uhkaa lajiston köyhtyminen, etenkin jos lähistöltä puuttuvat habitaatit, joista pienet populaatiot voivat saada uutta geenivaihtoa. Olemassaolevien suojelualueiden kohdalla tutkimustarve kohdistuu ensi sijassa niihin lajeihin, joita uhkaa häviäminen tai jotka ovat vähentyneet huomattavasti. Tällöin olisi tutkittava sekä vähenemisen syitä että lajin elinmahdollisuuksien parantamista esim. luomalla sopivia elinympäristöjä suojelualueelle, perustamalla suojelualueen läheisyyteen suojavaikkeitä ja tukihabitaatteja ja varmistamalla geenivaihto yksilöitä siirtämällä.

Suojelualueen ulkopuolella tapahtuvat muutokset vaikuttavat joskus ratkaisevasti

alueen suojeluarvoon ja lajien elinmahdollisuuksiin. Tällaisia muutoksia voivat olla esim. metsänhakkuut, ojitukset, ilman epäpuhtaudet, kaivostoiminta, suurten matkailukeskusten rakentaminen jne. Suojelualueen ulkopuolisten toimenpiteiden vaikutukset alueeseen olisi tutkittava jo ennen hankkeiden laajamittaista toteuttamista.

Useissa maissa on nähty tarpeelliseksi perustaa suojelualueiden ympärille ns. puskurivyöhykkeitä, joilla taloudellista toimintaa on rajoitettu. Puskurivyöhykkeiden tarpeellisuutta olisi syytä tutkia meilläkin, sillä ulkopuoliset ympäristömuutokset voivat helposti tuhota pienen suojelualueen. Toimintojen sijoittamisella puskurivyöhykkeen ulkopuolelle voitaisiin useissa tapauksissa välttyä suojelun ja taloudellisen toiminnan välisiltä ristiriidoilta.

Luonnontilan palauttaminen

Suojelualueita laajennettaessa tai uusia perustettaessa on puistoihin toisinaan liitetty eri tavoin käsiteltyjä alueita kuten hakattuja metsiä, ojitettuja soita ja perattuja jokia. Alueiden palauttaminen luonnontilaan vaatii tietoa luonnon palautumisprosessien nopeudesta, menetelmien soveltuvuudesta luonnontilan palauttamiseen ja menetelmien vaikutuksista eri eliölajeille. Usein ongelmaksi nousee alueelle tyypillisen luonnontilan ja hoitotoimien tavoitteen määrittely. Esimerkiksi kliimaksivaiheen metsikkö voi lopputulokseltaan olla varsin samanlainen riippumatta siitä, onko alue hakkuun jälkeen kulutettu vai jätetty metsittymään ilman kuluusta. Sen sijaan toimenpiteen merkitys on ratkaiseva, jos alueella halutaan säilyttää kuluksen jälkeisiä suksessiovaiheita tai metsäpaloista riippuvia uhanalaisia lajeja.

Suojelualueiden metsien ikärakenteesta ja metsäpalojen tarpeellisuudesta hoitokeinona on keskusteltu meillä pitkään. Metsäpaloihin liittyy monia mielenkiintoisia kysymyksiä kuten paloalueen laajuuden, metsikön rakenteen ja palon intensiivisyyden vaikutukset eliöstöön. Luonnontilaisen metsän ekologiassa metsäpaloilla on ennen ollut huomattava merkitys, ja mm. edellä mainittujen suksessiovaiheiden lajien ja tiettyjen uhanalaisten lajien säilyttämisessä metsäpaloja tarvittaisiin myös suojelualueilla. Laajamittainen tutkimustoiminta olisi kuitenkin syytä tehdä suojelualueiden ulkopuolella ja soveltaa tuloksia alueille harkiten.

Ihmisen avulla levinneet vieraat lajit aiheuttavat toisinaan ongelmia suojelualueiden hoidossa. Koska suojelun tarkoituksena on säilyttää alueen alkuperäinen eläin- ja kasvilajisto, yritetään ihmisen levittämät lajit tavallisesti joko poistaa tai rajoittaa yksilömääriä siten, etteivät ne vaaranna alueen alkuperäisen lajiston olemassaoloa. Toimenpiteiden pohjaksi tarvitaan tietoa sekä lajin luonnossa aiheuttamista muutoksista että säätelymenetelmistä. Ekologinen tutkimus ja menetelmätutkimus ovat tarpeen myös silloin, kun yritetään palauttaa jokin alueelta hävinnyt laji takaisin.

Kulttuuri- ja puolikulttuuribiotoopit

Suojelutavoitteisiin kuuluu usein kulttuuri-kohteiden tai perinteisten käyttömuotojen säilyttäminen. Rakennusten, rakenteiden ja maiseman entisöintiin tarvitaan maankäytön, rakennus- ja kulttuurihistorian tuntemusta. Oman erityisryhmänsä muodostavat kulttuuri- ja puolikulttuurikohteet kuten niityt, laitumet, lehdot ja kaskiahot. Nämä biotoopit ovat tavallisesti kasvillisuudeltaan monimuotoisia ja tarvitsevat jatkuvaa hoitoa: laidunnusta, lehdestystä, niittoa, veden nostoa jne. tapauksesta riippuen. Kohteiden ylläpitoon tarvitaan lajiston seuranta ja menetelmätutkimusta, koska perinteisiä hoitokeinoja ei ole aina mahdollista käyttää. Myös alueiden entisöintiin ja lajiston palauttamiseen tarvitaan tutkimustietoa.

Eräiden sopivien suojelualueiden yhteyteen on kaavailtu ekomuseoita tai geenipankkeja, joissa voitaisiin säilyttää häviämässä olevia viljelykasvilajikkeita ja kotieläinrotuja. Geenipankkien soveltuvuutta tulisi tutkia myös luonnonkasvien perintöaineksen säilyttämiseen, samoin erilaisten kasvatus- ja tarhausmahdollisuuksien käyttöä uhanalaisten ja vaarantuneiden lajien säilyttämisessä (ks. Uhanalaisten . . . 1985).

Jatkuvassa kulutuksessa olevat alueet

Varsin suuri osa suojelualueiden hoidon tarpeesta kohdistuu jatkuvassa käytössä oleviin alueisiin. Tutkimustarpeet voidaan jaotella kolmeen osaan: 1) muutosten seuranta 2) vaurioiden ehkäisy 3) vaurioiden korjaus.

Muutosten seurantaan tarvitaan tietoja alueiden käyttötavoista, kävijämääristä ja luonnon kulutuskestävyydestä. Vaurioiden

ehkäisemiseksi ja vähentämiseksi tarvitaan tutkimusta erilaisten rakenteiden, ohjailun ja rajoitusten vaikutuksista luonnon kulumiseen ja alueiden vaihtoehtoisista käyttötavoista. Vaurioiden korjaamiseksi olisi tutkittava erilaisten menetelmien soveltuvuutta kasvillisuuden palauttamiseen ja eroosion vähentämiseen. Aihe on ajankohtainen erityisesti eroosioherkillä ja kasvillisuudeltaan hitaasti uusiutuvilla tunturikankailla.

Käytön piirissä olevilla alueilla tarvitaan toisinaan maisemanhoitotöitä, esim. puuston raivausta, ja eräillä suojelualueilla tulee kysymykseen myös metsän uudistaminen. Maisemanhoidon tavoitteet ja lajiston monipuolisuuden säilyttäminen vaativat erityisesti suojelualueille sopivien metsänhoito- ja uudistusmenetelmien kehittämistä.

Erytistoimia vaativa lajisto

Erytistoimia vaativaan lajistoon kuuluvat mm. helposti häiriintyvät ja uhanalaiset lajit, tietyt kasvillisuuden sukkessiovaiheet ja erilaiset "häätäpaukset", joiden osalta tarvitaan laji- tai tapauskohtaista tutkimusta. Esimerkiksi helposti häiriintyvistä lajeista on tunnettava lajien esiintymisalueet ja häiriöalttius, jotta puiston käyttö ja mahdolliset rajoitukset voidaan suunnitella tarkoituksenmukaisesti.

Suojelualueiden käytön tutkimus

Suojelualueiden käytön tutkimustarpeet vaihtelevat aluekohtaisesti. Lapin kansallispuistojen käyttömuodot ja ongelmat ovat toisenlaiset kuin saariston ja Sisä-Suomen puistojen, ja taajamien läheisten suojelualueiden käyttö on toisenlaista kuin erämaapuistojen. Seuraavassa on tarkasteltu käytön tutkimustarpeita luettelomaisesti ja lähinnä Lapin kansallispuistojen näkökulmasta.

Kävijätutkimukset, käytön ohjailu ja opastus

Kävijätutkimuksilla pyritään selvittämään alueen kävijärakennetta, käytön suuntautumista, ajoittumista ja intensiteettiä sekä kävijöiden motiiveja ja arvostuksia. Hoidon suunnittelun tueksi tarvitaan tutkimusta kävijöiden palvelutarpeista kuten palvelujen määrästä, laadusta ja kohteista. Hoidon

suunnitteluun tarvitaan myös tutkimusta käytön ohjailun keinoista ja vaikutuksista. On olemassa koko joukko keinoja, joilla voidaan estää kävijöiden luonnolle aiheuttamia haittoja tai tahallista ilkivaltaa ja sääntöjen rikkomista. Käytännössä on tutkittu kuitenkin varsin vähän, millainen vaikutus erilaisilla säätely-, opastus- tai rangaistuskeinoilla on ja mikä on keinojen soveltuvuus eri tilanteisiin (ks. Samdahl ym. 1981).

Opastuksen ja palveluiden tarvitsema tietomateriaali koostuu pääasiassa tutkimustiedoista, joka on työstettävä yleisölle käyttökelpoiseen muotoon. Opastuksen suuntaamiseksi ja käyttökelpoiseen aineiston tuottamiseksi tarvitaan tietoa eri käyttäjäryhmien tarpeista ja sopivista opastusmuodoista.

Paikallisten asukkaiden käyttöoikeudet

Paikallisilla asukkailla on vaihtelevasti luontaistalous- ja virkistyskäyttöoikeuksia suojelualueilla. Metsästyksen ja kalastuksen osalta tulisi selvittää niiden vaikutukset eri saalislajeihin, rajoitusten tarpeellisuus ja rajoituskeinot. Porotalouden harjoittajilla on varsin paljon käyttöoikeuksia suojelualueilla. Porotalouden osalta tarvitaan tutkimusta mm. laiduntamisen vaikutuksista kasvillisuuteen, porotalouden yhteensovittamisesta petojen suojelun kanssa, porotalouden ja matkailun ristiriidoista jne. Puistokohtaisesti olisi myös selvitettävä moottoriajoneuvojen käytön aiheuttamat häiriöt ja kasvillisuusvauriot, poltopuun ja muun tarvepuun oton vaikutus metsiin jne. Puistokohtaisten käyttöoikeuksien ja mahdollisten kompensatioiden määrittämiseksi oikeudenmukaisesti tarvitaan myös tutkimusta suojelualan käyttömuotojen taloudellisesta ja sosiaalisesta merkityksestä käyttäjilleen.

Matkailu ja muu alueiden käyttö

Suojelualueiden matkailullinen merkitys on kasvanut viime aikoina huomattavasti. Alueiden hoidon kannalta keskeinen kysymys on eri matkailumuotojen yhteensopivuus suojelutavoitteiden kanssa. Ongelmat on usein ratkaistava tapauskohtaisilla tutkimuksilla, jolloin päätöksenteon pohjaksi olisi hankittava mahdollisimman monipuolinen biologinen, taloudellinen ja sosiologinen tieto hankkeesta ja sen vaikutuksista sekä vaihtoehtoisten alueiden käytöstä. Kaikki käyttömuodot eivät sovi suojelualueille; laaja ja monipuoli-

nen tarkastelu antaa kuitenkin mahdollisuuden vaihtoehtojen etsimiseen maankäyttötarkoituksissa.

Tutkimuksen nykytilasta ja tulevaisuudesta

Suojelualueiden suunnitelmallista hoitoa ja käyttöä vaikeuttavat tällä hetkellä sekä tutkimustiedon vähäisyys että tiedon hallinnan ja popularisoinnin ongelmat.

Alueiden perusinventointeja tehdään metsähallituksessa ja Metsäntutkimuslaitoksessa. Tämänhetkiset resurssit ovat kuitenkin liian vähäiset alueiden laajuuteen ja lukumäärään nähden. Työtä vaikeuttaa biologisen inventointinormiston puute. Esimerkiksi kasvillisuuskartoitusten valtakunnallista vertailua ja rekisteröintiä varten olisi välttämätöntä yhtenäistää kasvillisuustyyppien määrittely ja nimikkeistö.

Ympäristömuutosten ja alueiden käytön lisääntyessä seurannan tarve korostuu. Lähi vuosien tehtävänä on suunnitella luonnonsuojelualueille seurantajärjestelmät, jotka antavat riittävät tiedot alueiden lajiston ja ympäristön tilan muutoksista. Maahamme ollaan parhaillaan luomassa ns. yhdenmukaista ympäristön tilan seurantajärjestelmää, johon kuuluu myös eräitä suojelualueita. Suojelualueiden seurantaverkostot tulisi mahdollisuuksien mukaan niveltää sekä tähän että muihin valtakunnallisiin seurantajärjestelmiin (mm. metsien tilan seuranta, uhanalaisten lajien seuranta).

Tiedon saatavuutta vaikeuttaa se, että luonnonsuojelualueita koskevaa tutkimustietoa ei ole koottu keskitetysti. Jossain määrin kirjallisuustietoja on kerätty ympäristöministeriössä, metsähallituksessa ja Metsäntutkimuslaitoksessa.

Ympäristönsuojelun tietojenkäsittelyn projektiryhmä on esittänyt luonnonsuojelualueiden tietorekisterin perustamista osana valtakunnallista ympäristötietojärjestelmää (Ympäristöministeriö 59/1987). Tietorekisterin on suunniteltu koostuvan perustieto-, hoitotoiminta- ja inventointiosasta. Tutkimustieto on puolestaan esitetty koottavaksi ympäristöntutkimusrekisteriin. Valtakunnallisten tietojärjestelmien lisäksi olisi tarpeen luoda puistojen hallintoyksiköihin aluekohtaisia rekistereitä, jotka voisivat yksityiskohtaisempina palvelu paremmin puiston hoidon ja käytön suunnittelua. Tiedon välittämiseksi hoidon ja käytön suunnitteluun tarvitaan myös

riittävästi tutkimukseen perehtynyttä henkilökuntaa puistojen hallintoyksiköihin.

Edellä on korostunut perusinventointien ja seurannan osuus hoidon ja käytön tutkimuksessa. Pitkän tähtäimen tavoitteena tulisi olla suojelualuekohtaiset tutkimusohjelmat, joita voitaisiin toteuttaa yhteistyössä eri tutkimuslaitosten ja yliopistojen kanssa. Tämä edellyttää kuitenkin huomattavasti nykyistä suurempaa panostusta luonnonsuojelualueiden tutkimukseen.

Kirjallisuus

- McKinnon, J. K., Child, G. & Thorsell, J. 1977. Managing Protected Areas in the Tropics. Gland. 295 s.
- MMM/Metsähallitus 1982. Luonnonsuojelualueiden tutkimuksen seminaari. Lammin biologinen asema 8—10.10.1980. Helsinki. 99 s.
- Samdahl, D., Christensen, H. & Clark, N. 1981. Prevention and Control of Depreciative Behavior in Recreation Areas: Managerial Concerns and Research Needs. Julkaisussa: Forest River recreation: Research Update. The Agricultural Experiment Station, Univ. of Minnesota. Misc. Publ. 18:52—54.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. I Yleinen osa. Komiteamietintö 1985/43. Helsinki. 111 s.
- Ympäristöministeriö 1987. Ympäristönsuojelun tietojenkäsittelyn toteuttamissuunnitelma 1987—1991. Osa I. Ympäristötietojärjestelmä. Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto, sarja A:59. Helsinki. 147 s.

Total of 5 references

SUMMARY

Research needs for management of protected areas

Research is an important aspect of good management of protected areas. Basic inventories give necessary information on the flora and fauna, physical features and history of the area. Ecological research is needed for management of species and habitats.

Loss of ecological viability and genetic diversity is a danger especially in small areas. Special research is needed to find the suitable methods in restoring natural conditions after man-made changes and in maintaining seminatural vegetation types, e.g. meadows and pastures.

Monitoring changes in natural conditions is essential for management practices. For example, monitoring flora and fauna can be directed to dominant species, endangered species, the diversity of the habitats etc. depending of the objects of protection. Further research is often needed to distinguish between man-made and natural fluctuations, and to find the suitable methods when management is needed to maintain diminishing populations.

Research needs caused by visitor use comprise monitoring changes and preventing and restoring damages. Visitor surveys give information on the distribution and intensity of use, the motives of visitors etc.

Local people have many privileges in protected areas especially in Northern Finland. The effects of hunting and fishing should be studied for management of game and fish populations. Research topics connected with reindeer herding include the effects of grazing on vegetation, damage caused by motor vehicles used by herders and relationships between tourism and reindeer herding.

Protecting an area means restrictions in land use to local people. The economic and sociological consequences of restrictions are important to research for resolving conflicts and compensating losses.

There has been quite little research on management of protected areas in Finland. The most important tasks in the coming years are completing basic inventories and creating a biological monitoring system. Presently the Ministry of Environment is creating a nation-wide system for monitoring environmental changes. The monitoring system of protected areas could be connected to this and other nation-wide monitoring systems (e.g. monitoring the endangered species). In the long run it is important to get separate research programmes for each protected area.

YMPÄRISTÖTALOUSTIETEELLINEN NÄKÖKULMA LUONNONSUOJELUALUEISIIN

Arto Naskali

Johdanto

Ympäristötaloustieteen keskeisiä tehtäviä on ympäristöhyödykkeiden arvottaminen (vrt. Bromley 1986). Ympäristön laatuun ja luonnonsuojeluun liittyvät arvot pyritään saamaan yhteismitallisiksi ja vertailukelpoisiksi markkinoilla hinnoiteltavien hyödykkeiden arvojen kanssa. Rahamitan käyttö voi tarjota tähän mahdollisuuden (vrt. Rees 1985, s. 234). Samalla ympäristön käyttöä koskevassa päätöksenteossa voidaan välttyä painottamasta helposti mitattavia aineellisia hyötyjä (liittyen esimerkiksi työpaikkoihin, energiaan ja raaka-ainehuoltoon) ympäristöhyödykkeiden kustannuksella.

Ajatus erämaihin, häiriintymättömiin ekosysteemeihin ja luonnonsuojelualueisiin liittyvistä arvoista on tullut taloustieteen piiriin yllättävän myöhään. Maankäytön taloustieteessä (*land economics*) katsottiin aikaisemmin, että erämailla ja niiden sisältämällä vielä kehittämättömillä resursseilla ei sellaisenaan olisi arvoa (Krutilla ja Fisher 1975, s. 9). Tällöin ei kuitenkaan otettu huomioon *vaihtoehtoiskustannuksia*, joita kehittämisen yhteydessä syntyy menetettäessä erämaiden monia julkishyödykeluonteisia palveluksia (Fisher ym. 1972, s. 605). Koska erämaita ja muita luonnontilaisia alueita on ollut paljon, niiden häviäminen merkitsi aikanaan runsaan ja vain vähän marginaalista arvoa omaavan resurssin muuntamista hyödykkeiksi, joilla oli korkea marginaalinen arvo kehittyvässä taloudessa.

Myös varhaiset kustannus-hyötyanalyysit laiminlöivät tällaisten vaihtoehtoiskustannusten tarkastelemisen (Fisher ym. 1972, s. 605, Porter 1982). Kustannus-hyötyanalyseissa saatettiin kyllä viitata tarkasteltavan projektin yhteydessä menetettäviin erämaihin tai kulttuuriperintöön liittyviin arvoihin, mutta niitä ei katsottu voitavan analysoida. Ne luokiteltiin ei-taloudellisiksi eikä niitä pyritty eksplisiittisesti mittaamaan. Mutta se, että monia hyödykkeitä ei ole markkinoilla hin-

noiteltu, ei tee mahdottomaksi niiden rahallisen arvon määrittämistä. Kustannus-hyötyanalyysi jää melko merkityksettömäksi, jos intuitiivisesti merkittäviä arvokategorioita jätetään selvittämättä. Toisaalta tällöin myös minkä tahansa asian säilyttämistä voidaan perustella "mittaamattomilla" hyödyillä tai arvoilla.

Ympäristöhyödykkeitä on aina käytetty *ilmaishyödykkeinä*. Sitä ne myös olivat ennen, kun puhdasta ja alkuperäistä luontoa oli runsaasti jäljellä. Luonnonympäristö on kuitenkin nopeasti tullut *niukkuuden* ja samalla myös taloudellisen päätöksenteon piiriin (esim. Siebert 1987, s. 3—6). Ajatus, että puhdas ilma ja vesi, biologinen diversiteetti tai maisema olisivat vapaita hyödykkeitä on väärä, jos niille löytyy vaihtoehtoisia käyttötapoja. Ympäristön- ja luonnonvarojen käytössä esiintyvät lukuisat ristiriidat (kuka saa tai menettää mitä ja milloin) johtunevat pitkälle siitä, että ympäristöhyödykkeisiin kohdistuva kysyntä jää helposti huomiotta taloudellisessa päätöksenteossa.

Ympäristötaloustieteen edistyessä kolmen viime vuosikymmenen aikana resurssiarvokäsitteiden alue on laajentunut. On alettu puhua kokonaisarvon teoriasta (Randall ja Stoll 1983, s. 267, Randall 1987, s. 412, Kriström 1988, s. 3—6). Perinteisesti, kuten maankäytön taloustieteessäkin, on kirjattu vain ne arvot, jotka saadaan vaihtamalla resurssihyödykkeitä markkinoilla. 1950-luvun lopulta lähtien ulkoilun taloustieteessä (*economics of outdoor recreation*) todettiin jo luonnontilaisten resurssien suora kysyntä mm. virkistysalueena (ks. McConnell 1985, s. 682). Vähitellen alettiin kuitenkin kiinnittää huomiota ainutlaatuisen luonnonympäristön muuttamiseen aiheuttamiin ongelmiin kuten ekosysteemien häviämiseen ja lajien sukupuuttoon kuolemiseen ja alettiin keskustella perinteisen taloudellisen arvo-käsitteen sopivuudesta (Krutilla 1967). Uuden näemyksen mukaan arvonmäärittämisessä ei voida rajoittua pelkästään nykyisiin tai tuleviin

suoriin ja epäsuoriin resurssin käyttäjiin eli käyttöarvoihin. Ei-käyttäjien kokemat ei-käyttöarvot ovat myös olemassa. Havaittiinkin että oikeutettuja taloudellisia arvoja voidaan johtaa tulevan käytön mahdollisuuden eli *option* (Weisbrod 1964, Krutilla 1967, Cicchetti ja Freeman 1971, Graham 1981, Smith 1983, Freeman 1984 ja 1985) ylläpitämisestä tai yksinkertaisesti sen tietämisestä, että resurssin olemassaolon jatkuvuus nykytilassaan taataan (Krutilla 1967, Brookshire ym. 1983, McConnell 1983, Randall ja Stoll 1983, Talheim 1983, Bishop ja Heberlein 1986). Ilman näitä arvoja kustannus-hyöty-analyysit vääristäisivät totuutta sisältäessään aliarvion luonnontilaiseksi jätettävien alueiden hyödyistä.

Tässä esitelmässä tarkastellaan luonnon-suojelualan perustamisproblematiikkaa kysynnän ja arvon määrittämisen kannalta. Ympäristöhyödykkeiden ja yleensä hinnoittelattomien hyödykkeiden arvottamisesta osana soveltavaa hyvinvointitaloustiedettä on olemassa laaja kirjallisuus (esim. Freeman 1979, Schulze ym. 1981, Just ym. 1982, Rowe ja Chestnut 1983, Peterson ja Randall 1984, Anderson ja Bishop 1986, Cummings ym. 1986, Randall 1986b, Randall 1987). Tarkoitus ei ole tässä yhteydessä pohtia luonnon-ympäristöjen monikäyttöä tai luonnonsuojelualan hoitoa taloustieteen kannalta, jolloin erityishuomio tulisi kiinnittää vaihtoehtoihin tuotantomahdollisuuksiin ja tarjontamuutosten marginaalisiin arvoihin (ks. Batie ja Shabman 1979, Cory ja Martin 1985, Keith ja Lyon 1985, Matulich ym. 1987).

Ympäristöhyödykkeet ja markkinaepäonnistuminen

Ajatus taloudellisesta tehokkuudesta on perusta, jolle uusklassinen valtavirtataloustiede on rakentunut ja sama ajatus tarjoaa yhden tärkeän perustelun vapaan markkinajärjestelmän olemassaololle (Rees 1985, s. 117). Tehokkailla markkinoilla muodostuvat hinnat heijastavat hyödykkeiden taloudellisia arvoja.

Näkemyks, jonka mukaan vallitsevat markkinahinnat usein eroavat hyödykkeiden yhteiskunnallisista arvoista, on kuitenkin voitannut alaa (Dasgupta 1982, s. 1). Nykyään erotetaan toisistaan markkinoiden hyvin

hoitamat aktiviteetit ja *markkinaepäonnistumiset* (Hartwick ja Olewiler 1986, s. 464—475). Jälkimmäiset liittyvät ulkoisvaikutuksiin, yhteisomaisuuteen, julkishyödykkeisiin, epätäydelliseen kilpailuun, luonnollisiin monopoleihin, eräisiin epävarmuuksiin ja tulevien sukupolvien kohteluun. Näistä johtuvat ns. luonnolliset markkinaepäonnistumiset. Keinotekoiset markkinaepäonnistumiset voidaan luoda julkisen vallan säätelyllä ja veropolitiikalla. Markkinaepäonnistumiset merkitsevät hyvinvointikustannuksia ja yksilöiden välisiä ristiriitoja.

Ympäristöhyödykkeillä ei useinkaan ole markkinoita. Tästä johtuen niihin (kuten maisemaan, harvinaisiin lajeihin ym.) liittyy markkinaepäonnistumisia, eikä vapaiden markkinoiden tulos ole yhteiskunnallisesti tehokas. Yksityiset ja yhteiskunnalliset hyödyt tai kustannukset eroavat tällöin toisistaan.

Markkinattomuus johtuu ympäristöhyödykkeiden fysikaalisista ominaisuuksista ja siitä, että niille on yleensä mahdotonta osoittaa omistusoikeuksia (Randall 1986a, s. 82—83). Tämä merkitsee, että ne ovat *jakamattomia eikä ketään voida sulkea pois niiden käytöstä*. Lisäksi ympäristöhyödykkeitä joudutaan tarkastelemaan erittäin *pitkillä aikaväleillä*.

Poissulkemisen mahdollisuuden puuttessa kukaan ei voi kerätä maksua ympäristöhyödykkeiden tarvitsijoilta, joten käytöllä ei ole hintaa. Ei ole olemassa merkittävää tapaa, jolla ns. *vapaamatkustajat (free riders)* eli ne, jotka eivät osallistu kyseisten hyödykkeiden säilyttämisen kustannuksiin, voitaisiin sulkea pois nauttimasta hyötyä, joka säilyttämisestä syntyy. (Siebert 1987, s. 64—65, Just ym. 1982, s. 284). Esimerkiksi yksityisen metsänomistajan kohdalla säilyttämisvaihtoehdon kannattavuus suhteessa puuntuotannon kannattavuuteen saattaisi nousta huomattavasti, jos kaikilta alueen säilyttämistä haluavilta olisi kerättävissä rahaa heidän hyötyään vastaavasti. Keräyslippaaseen kertyvä rahamäärä antaisi metsänomistajalle riittävän tulon ja hän tarjoaisi vastaavasti esimerkiksi riittävän biologisen diversiteetin tason, uhanalaisen lajin säilymisen tai rikkumattoman maiseman. Todellisuudessa kukaan ei saa tuloa tällaisten hyödykkeiden tuottamisesta. Näistä hyödykkeistä ei siten huolehdi tehokkaasti.

Riittävää ympäristöhyödykkeiden tarjontaa ei edellä mainitussa esimerkissä syntyneet

vapaamatkustaja-vaikutuksen vuoksi. Tällaisessa tapauksessa kuka tahansa voi ryhtyä vapaamatkustajaksi. Jos muut panevat rahaa lippaaseen eikä poissulkemisen mahdollisuutta ole, niin vapaamatkustajat saavat periaatteessa saman hyödyn kuin maksaneetkin. Tällöin yllykettä maksamiseen ei yleensä synny ja lopullinen tulos ei kysynnästä huolimatta ole yhteiskunnallisesti tehokas. Mikään yksityisten tuottajien joukko ei voi tarjota ympäristöhyödykettä yhteiskunnallisesti optimaalista määrää, koska on kallista sulkea pois kuluttajia, jotka eivät maksa.

Jotkut hyödykkeet ovat pysyvästi poissuljettavuuden ulkopuolella ja ne jäävät kaupankäynnin ulottumattomiin. Omistuksen määrittämisen, voimaan saattamisen ja varmistamisen kustannukset ylittävät hyödyt (Randall 1987, s. 166). Esimerkiksi maisemaa on hankala aidata. Kun poissulkeminen joissakin tapauksissa on mahdollista, omistusoikeuksien määrittäminen on poliittinen kysymys. Metsänomistajalla on riistään heikompi omistusoikeus kuin puuhun, mutta kuitenkin vahvempi kuin marjoihin ja sieniin, joihin Suomessa on jokamiehen oikeus.

Päinvastoin kuin yksityishyödykkeet, lajien säilyminen tai maisema ovat jakamattomia hyödykkeitä. Kun ne kerran tarjotaan, ne on tehokkaasti tarjottu kaikille. Jakamaton hyödyke on käyttökelpoinen monille tai kaikille kuluttajille ilman, että heidän tarvitsisi siitä keskenään kilpailla. Jokaisella on tehokkaasti varaa koko määrään. Joidenkin hyödykkeiden kohdalla tämä pitää paikkansa tiettyyn käyttäjämäärän ylärajaan saakka, minkä jälkeen ns. tungostumisilmiö vähentää käyttäjien hyödykkeestä saamaa hyötyä. Tällaista hyödykettä nimitetään tungostumistiiksi (*congestible*) hyödykkeeksi. Jakamattomuus on selvästi fyysikaalinen ominaisuus. Jakamattomuuden ja poissuljettavuuden suhteen on olemassa erilaisia hyödykekatgorioita, joilla kaikilla on omia luonnehdintojaan sen mukaan, kuinka helposti hyödyke voidaan tarjota markkinoilla (Randall 1987, s. 176).

Toisinaan tehdään ero ns. yhteisomaisuusresurssien ja julkishyödykkeiden välillä. Julkishyödykeanalyysit keskittyvät joskus jakamattomuusaspektiin ja joskus free rider eli vapaamatkustajamahdollisuuteen, mikä on selvästi oire poissuljettavuuden mahdollisuuden puuttumisesta. Yhteisomaisuusresurssi on eräänlainen ulkoisvaikutus. Ilman poissulkevaa omistusoikeutta luonnonvara (ku-

ten kalakanta, metsä tai mikä tahansa ympäristöresurssi) käytetään tehotomasti loppuun. Kukaan päätöksistä tekevä taloudenpitäjä ei tässä tapauksessa kanna kaikkia toimintansa seurauksia. Käsitteenä yhteisomaisuusresurssi merkitsee sitä institutionaalista sopimusta, joka määrittää luonnonvaran (esim. metsämarjojen) käytön tietyssä historiallisessa tilanteessa. Yhteisomaisuusresurssit voivat olla tai eivät ole identtisiä julkishyödykkeiden kanssa.

Yhteiskunnallinen valinta ja maksuhalukkuus

Markkinaepäonnistumiseen liittyvät ongelmat kuten uhanalaisten lajien säilyttäminen, täytyy ratkaista kollektiivisilla päätöksillä. Julkisen vallan väliintulo on välttämätön tehokkaan tuloksen edellytys. Tavallinen väliintulon muoto on se, että julkinen valta toimii itse tuottajana perustamalla esimerkiksi virkistys- ja luonnonsuojelukohteita.

Markkinoiden kysynnän paljastava prosessi ei voi toimia julkishyödykkeiden tapauksessa. Ongelmaksi nousee, miten julkinen valta selvittää kysynnän eli määrittelee esimerkiksi ympäristön laadun ja luonnonsuojelun tarpeen. Yleensä sopimus oikeuteista tavoitteista tällaisissa allokaatiokysymyksissä puuttuu (Rees 1985, s. 55). Niinpä ympäristön laatua koskevat tarpeet eivät tänä päivänä välity välttämättä sen enempää poliittisen mekanismin kuin markkinamekanisminkaan kautta.

Jos julkinen valta pyrkii määrittämään tavoiteltavan ympäristön laadun, määrittäminen voi perustua arvioihin yksilöpreferensseistä. Tehokas allokaatio vaatii ympäristöhyödykkeille yksilöllistetyt hinnat, jotka on arvioitu yksilöiden maksuhalukkuuksien mukaan. Julkinen valta voi tietysti toimia ottamatta yksilöpreferenssejä huomioon, mutta länsimaisen ajattelun mukaisesti yksilöiden arvoarvostelmat lopulta määräävät julkisen vallan toiminnan tavoitteet. Valtavirtataloustiede rakentuu tällaiseen poliittiseen ajatteluun (Dasgupta 1982, s. 69). Näin ollen arviot oikeasta luonnonvarojen käyttötavasta ovat riippuvaisia vallitsevista arvoista.

Valtavirtataloustiede antaa näin ollen merkittävän normatiivisen merkityksen yksilöllisille preferensseille (Randall 1986a, s. 81). Ajatellaan, että yksilö on itse oman hyvin-

vointinsa paras tuomari; ihmiselle on hyväksi kaikki se mitä hän haluaa. Koska preferenssit kuitenkin muuttuvat helposti, voidaan niiden moraalista voimaa tietysti pitää vähäisenä. Preferenssit voivat kuitenkin edustaa yksilön alustavia vastauksia myös eettisiin kysymyksiin, koska ne eivät ilmaise vain aineellisten hyödykkeiden haluttavuutta vaan myös elämäntapoja ja syvempiä tarkoituksia.

Yksilön valinnat määräytyvät hänen hyödykkeille asettamastaan preferenssijärjestyksestä, omaisuusvarustuksesta ja eri vaihtoehtojen kustannuksista. Omaisuuden epäoikeudenmukainen jakautuminen voi heikentää yksilövalintojen hyväksikäyttöä kollektiivisessä päätöksenteossa. Joka tapauksessa hyvin laajaa arvojoukkoa voidaan pitää inhimillisen valitsijan preferensseinä. Arvot, olivatpa ne egosentrisiä aineelliseen kulutukseen liittyviä ja esteettisiä tai sitten altruistisia, voidaan ilmaista preferensseinä. Tätä käsitystä on viime aikoina puolustanut erityisesti Randall (esim. 1986a). Esimerkiksi uhanalaisiin lajeihin liittyvissä preferensseissä saa ilmaisunsa laaja motiivien joukko, eikä taloudelliseen tarkasteluun hyväksyttäviä motiiveja voi rajoittaa.

Herää joka tapauksessa kysymys, miten yksilöpreferenssit voidaan paljastaa, jos yksilö voi ottaa vapaamatkustajan aseman (Siebert 1987, s. 65). Käytännössä voidaan soveltaa kustannus-hyötyanalyysejä (eettisine oletuksineen). Kustannus-hyötyanalyysi edellyttää, että hyödyt voidaan määrittää, mutta koska hyöty ei suinkaan ole suoraan mitattavissa, täytyy käyttää epäsuoria keinoja (Just ym. 1982, s. 69). Havaittava vaihtoehto yksilön preferenssi-intensiteettien mittaamiselle tilanteesta toiseen siirryttäessä on se rahan määrä, jonka yksilö on halukas maksamaan tai hyväksymään siirtymisestä. Tällaisia kuluttajan hyvinvoinnin muutoksia mittaavia rahamittoja on taloustieteessä useita (esim.marshallilainen *kuluttajan ylijäämä*, hicksiläiset kuluttajan ylijäämän *kompensaatio-* ja *ekvivalenttimitat*) (ks. Freeman 1979, s. 33—50, Just ym. 1982, s. 10—11, Johansson 1987, s. 30—35). Mitat eivät mittaa hyötyä suoraan, vaan ne estimoivat paljastetun maksuhalukkuuden rahassa. Raha heijastaa kuluttajien maksuhalukkuutta, joka vuorostaan liittyy kuluttajien *hyötyfunktioon*.

Niinpä yksilölle taloudellinen arvo minkä tahansa hyödykkeen lisäyksestä on maksimimäärä rahaa, jonka hän on halukas siitä maksamaan. Hyödykkeen vähenemisen arvo

on kompensaation minimimäärä, jolla yksilö on halukas hyväksymään tämän vähenemisen. Nämä arvomitat ovat käsitteellisesti päteviä riippumatta siitä, onko kyseessä oleville hyödykkeille markkinoita. Mikäli tehokkaat markkinat ovat olemassa, ne ovat sopiva havaintojen lähde, joka voi lähes valmiiksi tarjota maksuhalukkuuden tai kompensaatio-tarpeen arvioita.

Tehokkuus merkitsee sitä, että tuotetaan niin paljon yhteiskunnallista hyötyä kuin mahdollista käytettävissä olevilla resursseilla. Kustannus-hyötyanalyysi on potentiaalisten tehokkuuslisäysten (*pareto-parannusten*) testi (Randall 1986b, s. 168—170). Hyödyllisten ja haitallisten vaikutusten määrittäminen ja mittaaminen sekä aggregointi ovat tärkeä osa kustannus-hyötyanalyysejä.

Ympäristöhyödykkeen kokonaisarvo

Perusteltaessa luonnon osan säilyttämistä luonnonsuojelualueena on tarpeellista määrittellä sen säilyttämisen maksimaalinen maksuhalukkuus eli taloudellinen kokonaisarvo (Randall ja Stoll 1983). Jos säilytettäviin hyödykkeisiin sellaisenaan kohdistuu kysyntää, niillä on jokin taloudellinen arvo. Tämä arvo voi tietysti olla luonnonsuojeluhyödykkeiden tarjonnan kustannuksia ja/tai vaihtoehtoiskustannuksia alhaisempi. Niukkuuden ja rajoitetun valinnan ympäristössä jokin vaihtoehto valitaan menetettyjen vaihtoehtojen kustannuksella. Jotta luonnonsuojelun vaihtoehtoiskustannukset eivät helposti havaittavina saisi liian suurta merkitystä päätöksenteossa, on syytä selvittää, mistä kaikesta luonnonsuojelualueen taloudellinen kokonaisarvo muodostuu (Randall 1986a, s. 84—85, Randall 1987, s. 411—413).

Luonnonsuojelualueita arvostavat sekä sen käyttäjät että ei-käyttäjät. Alkuperäisluontoon liittyy ensinnäkin käyttäjien määräämiä kuluttavia tai ei-kuluttavia *käyttöarvoja*. Käyttöarvo viittaa saatavaan taloudelliseen arvoon, kun luontoa käytetään esimerkiksi raaka-ainelähteenä (marjat, lääkeaineet), virkistykseen tai esteettisen mielihyvän kokemiseen. Käyttöarvo voidaan johtaa nyt toteutuneesta käytöstä tai odotetusta tulevaisuudessa tapahtuvasta käytöstä. Ero nyt tapahtuvan ja tulevaisuudessa tapahtuvan käytön välillä on tärkeä seikka käyttöarvon mittauk-

sen kannalta. Mennyt ja nykyisyydessä tapahtuva käyttö on ex post, mutta tuleva käyttö on ex ante. Ex ante-käyttö on ainoastaan todennäköinen ja se saattaa muuttua olosuhteiden muuttuessa odottamattomalla tavalla. Tuleva käyttö täytyy siis joko todennäköisyydet tuntien ennustaa ex post tai siten selvittää ex ante -menetelmillä. Jälkimmäinen voi tapahtua sellaisten survey-tutkimusten avulla, joissa erilaisiin käyttäjäpopulaatioihin kuuluvat yksilöt ovat muodostaneet arvonsa epävarmuuden olosuhteissa.

Luonnonsuojelualueiden käyttöön liittyvät hyödyt voidaan jakaa onsite- ja offsite-hyötyihin sen mukaan, käytetäänkö luontoa suoraan paikan päällä vai välillisesti jossakin muualla. Paikan päällä luonnonsuojelualuetta voidaan käyttää esimerkiksi ulkoiluun. Offsite-käyttäjät hyödyntävät luonnonsuojelualuetta välillisesti käymättä itse paikan päällä esimerkiksi kirjojen, aikakauslehtien, valokuvien, tv-ohjelmien, video-elokuvien tms. kautta. Ei-käyttäjät ovat omalla tavallaan myös offsite-arvoja.

Kysymys siitä, mitkä arvokategoriat ovat käyttöarvoja ja mitkä ei-käyttöarvoja, on jonkin verran kiistanalainen. Useimmiten kuitenkin hyödyn ex ante -käsitteet (kuten optiohintaa) on katsottu ei-käyttöarvoiksi ja ex post -käsitteet (kuten odotettu kuluttajan ylijäämä) käyttöarvoiksi. Tässä artikkelissa pidetään kiinni tällaisesta tavasta luokitella arvokäsitteitä.

Näin nähtynä suurin osa ei-käyttäjähötyihin liittyvästä teoreettisesta kirjallisuudesta on keskittynyt epävarmuuden ja peruuttamattomuuden kysymyksiin (McConnell 1983, s. 254). Tämä onkin keskeistä silloin, kun pitää päättää ainutlaatuisen luonnonympäristön säilyttämisestä. Uhanalaisten lajien suojelua tai arvokkaiden alueiden säilyttämisestä koskevien päätösten kohdalla ei ole olemassa riittäviä perusteita rajoittaa tarkastelua koskemaan vain nykyistä ja odotettua (ex post) suoraa sekä epäsuoraa käyttöä. Eikä käyttäjät voivat myös kokea päätöksen seurauksena voittoja tai menetyksiä. Jos heidän arvojaan ei voida kuvata tai estimoida, ei esimerkiksi kustannus-hyötyanalyysin soveltaminen voi olla täsmällistä ja tulokset ovat pahasti vääristyneitä.

Tunnetuin ei-käyttäjätarvo on nimeltään *optioarvo* (ks. Bishop 1982). Optioarvo muodostuu oikeudesta tai mahdollisuudesta käyttää hyödykettä tulevaisuudessa. Käsitettä optioarvo on yleensä sovellettu tapauksiin, jois-

sa yksilö, joka on epävarma omasta hyödykkeeseen (esim. säilytetty erämetsä) kohdistuvasta kysynnästään tulevaisuudessa, kokee tänään epävarmuutta hyödykkeen tulevasta tarjonnasta (onko se edelleen säilytetty?). Termi *optiohintaa* viittaa maksimaaliseen maksuhaluuteen projektista, joka säilyttää mahdollisuuden eli option kuluttaa hyödykettä tulevaisuudessa. Optioarvo on optiohinnan ja käyttöön liittyvän hyödyn eli odotetun kuluttajan ylijäämän erotus olettaen, että hyödyke tarjotaan. Optioarvo on nimittäin riskipreemio, jonka riskiä karttavat kuluttajat maksavat (esim. Fisher 1981, s. 137). Kuluttajat siten rationaalisesti maksavat jotakin odotetun kuluttajan ylijäämän lisäksi, taatakseen resurssin myöhemmän käyttökelvottomuuden. On esitetty, että tähän tapaan määritetty optioarvo voi olla joko positiivinen, negatiivinen tai nolla. Optioarvon merkki ja koko riippuu kysyntäepävarmuuden syistä ja yksilön suhtautumisesta riskinottoon eli on paljolti olosuhteista riippuvainen (Freeman 1984). Kirjallisuudessa onkin paljon keskusteltu optiohinnan ja odotetun kuluttajan ylijäämän välisestä riippuvuudesta. 1980-luvulla keskustelu on siirtynyt kysyntäpuolen optioarvoista tarjontapuolen epävarmuuden tarkasteluun (Freeman 1985, Smith 1985). Myöskään tarjontapuolen optioarvon merkkiä ei ole voitu a priori määrittellä ja niinpä viime aikoina on keskitytty kehittämään epävarmuustilanteiden hyödynmittausta varten johdonmukaisia ex ante -puitekehyksiä. Optiohintaa on vain yksi monista mahdollisista ex ante -hyvinvointimittomista (Smith 1987).

Ns. *kvasioptioarvo* on käyttöarvon yksi lisämuoto (Arrow ja Fisher 1974, Fisher ja Hanemann 1987). Se on arvo, joka voitetaan joustavuudella eli pidättäytymällä päätöksenteosta siihen asti kunnes asiasta on enemmän tietoa käytettävissä. Päätöksenteon viivyttelyminen esimerkiksi jonkin uhanalaisen lajin habitaatin käytön yhteydessä saattaa tuottaa tämän päivän tietoon perustuvaa päätöstä huomattavasti paremman päätöksen. Kvasioptioarvo on mahdollisuuksien säilyttämisen arvo, kun tiedon oletetaan kasvavan. Tämä arvo on positiivinen esimerkiksi minkä tahansa eläin- tai kasvilajin kohdalla, jos on olemassa positiivinen vaikkakin tuntematon todennäköisyys, että lajin uusia käyttötapoja, joilla on käyttöarvo esimerkiksi lääkeaineena, voidaan lopulta löytää. Jos laji kuolee sukupuuttoon, niin todennäköisyys laskee

nollaan ja niin käy mahdollisten hyötyjen odotetulle arvollekin.

Optioarvoja vähemmän on esimerkkejä puhtaiden ei-käyttöarvojen eli ns. *olemassaoloarvojen* ja *-kysynnän* teoreettisesta tarkastelemisesta. Nämä arvot saattavat kuitenkin olla optioarvoja merkittävämpiä. Nyt kysytään, onko olemassa hyötyjä, joita jotkut kokevat ainutlaatuisen luonnonresurssin olemassaolon jatkumisesta. Ihmiset osoittaisivat siten maksuhalukkuutta resurssin säilyttämiseen, vaikka näköpiirissä ei olisi resurssin käytön tai kokemisen mahdollisuutta tai aikomusta. On selvää, että yhteiskunnassa arvostetaan monia ympäristöresursseja niiden itsensä takia (McConnell 1983, s. 255). Jos näitä luonnonympäristöjä ei säilytetä, joidenkin ihmisten hyvinvointi laskee, vaikka he eivät muuttaisi käyttäytymistään millään tavoin.

Erotuksena hyödykkeen käyttöarvosta sen olemassaoloarvo on johdettavissa liittämättä sitä minkään muun hyödykkeen tai palvelun yhteyteen ja ilman että siihen liittyy mitään muuta aktiviteettia kuin tietäminen, että hyödyke on olemassa. Periaatteessa millä tahansa asialla saattaa olla tällainen eksistenssiarvo, mutta marginaalisesti arvon merkittävyys riippuu sekä kysynnästä että tarjonasta. Niiden resurssiominaisuuksien olemassaolokysyntä on heikko, joilla on monia läheisiä korvaajia. Ominaisuuksien, joista on paljon tarjontaa, rajaolemassaoloarvo on matala ja jos tarkasteltava projekti aiheuttaa vain vähäisen olemassaolotarjonnan laskun, olemassaoloarvon kokonaisen menetys on pieni. Näin myös kaikilla keinotekoisillakin asioilla kuten tavallisilla kulutushyödykkeillä on olemassaoloarvoa, mutta ei ole olemassa selaisiä olosuhteita, jotka tekisivät tämän arvon suureksi (Randall ja Stoll 1983, s. 268). Vanhoilla kulttuurisineillä ja -rakennuksilla voi olla usein suuri olemassaoloarvo.

Koska olemassaoloarvot ovat riippumattomia nykykäytöstä, odotetusta käytöstä ja tulevaisuuden käyttöön liittyvästä riskin välttämisestä, ne täytyy johtaa jonkinlaisesta altruismin muodosta (Randall 1986a, s. 85). Kaikki puhdas eksistenssikysyntä on altruistisesti motivoitunutta. *Filantrooppisen altruismin* tapauksessa resurssia arvostetaan siksi, että monet aikalaiset saattavat haluta käyttää resurssia, esimerkiksi luonnonsuojelualuetta. *Ylisukupolvissa altruismissa* tai perintömotiivissa arvon lähde on siinä, että tulevat sukupolvet saattavat haluta käyttää tätä re-

surssia. Voi siis syntyä ns. *perintöarvo* (McConnell 1983, s. 256—257). Kolmantena on altruismin muoto, jossa luonto nähdään *itseisarvoisena*, jolloin ihmisen on huolehdittava ekosysteemien säilymisestä ja muiden lajien hyvinvoinnista (ks. Callicott 1986). Luonnosta huolehtiminen sinänsä saattaa tarjota ihmiselle tyydytystä vaikka huolenpito monasti voikin olla rajattua ja selektiivistä.

Ajatus, että hyödyke on arvostettu jo sen olemassaolon vuoksi, on kauaskantoinen. Useimmitenhan resurssia on totuttu arvostamaan käytön vuoksi. Olemassaoloarvo säilyy vain niin kauan kuin altruistiset motiivit säilyvät (McConnell 1983, s. 258). Altruismissakin käyttöarvot saattavat lopulta olla olemassaolokysynnän tavoitteena, mutta olemassaolon merkityksen ja käytön kokevat tällöin muut ihmiset (Randall 1984b, s. 199). On vaikea kuvitella sellaista resurssia, kuten kansallispuistoa, joka tarjoaisi olemassaoloarvon, mutta ei olisi vierailamisen arvoinen (McConnell 1983, s. 258—259). Olemassaoloarvo voi olla negatiivinenkin, mutta se liittyy silloin yleensä selvästi käyttöarvoa omaavaan hyödykkeeseen. Negatiivisen olemassaoloarvon hyödykkeillä on myös negatiivinen käyttöarvo, kuten esimerkiksi joillakin viruksilla, ydinaseilla, hyttysillä jne. Näidenkin kohdalla voidaan joskus erottaa osittaisia positiivisia olemassaoloarvoja.

Olemassaolo on jakamaton ketään poissulkematon hyödykkeen ominaisuus. Tieto hyödykkeestä voi kuitenkin olla jaettavissa ja sen ääreltä monet ovat poissuljettavissa ja tiedon saamisella voi olla positiivinen rajakustannus. Pienet informaation lisäykset saattavat tuottaa suuria siirtymiä olemassaoloarvoissa. Olemassaoloarvo on siksi melko herkkä uudelle informaatiolle (ks. Samples ym. 1986).

Paljon onkin pohdittu yksilöiden maksuhalukkuuksien ja informaation riippuvuutta. Yksilölliset valinnat riippuvat oleellisesti informaatiosta ja tiedosta (ks. Samples ym. 1986). On vaikea antaa arvoa ”resurseille”, joiden olemassaolosta tai hyödyllisyydestä ollaan tietämättömiä. Ekologinen tietokin on usein rajoittunutta. Asiantuntijoiden näkemykset saattavat poiketa toisistaan ja eri lajien arvottamisen informaatioperusta voi jäädä heikoksi. Kuitenkin eläin- ja kasvikuntaan voi sisältyä paljon arvoa, jota ei vielä tunneta. Jos ei etsitä vain joidenkin uhanalaisten lajien arvoa, vaan halutaan tietää jo-

takin niiden oikeista suojelupolitiikoista, tarvitaan informaatiota myös järjestelmän oleellisista riippuvuuksista. Tässä on myös suojelualueilta kerättävällä tiedolla suuri merkitys.

Ihmiset arvostavat esimerkiksi biologisia lajeja, koska ne tarjoavat suoraan tyydytystä tai niillä on tärkeä rooli muiden lajien elämää ylläpitävissä järjestelmissä. Keskeinen välineellinen argumentti uhanalaisten lajien tai niiden habitaattien säilyttämisen puolesta voikin perustua tosiasiaväittämiin. Valintaa ja arvoa eivät määrää vain preferenssit, vaan valinnat täytyy tehdä mahdollisten maailmantilojen joukosta (Randall 1986a, s. 88—89). Eri lajien merkitys muiden lajien, joita ehkä arvostamme puiden tapaan, elämää ylläpitävissä järjestelmissä on testattavissa olevaa tosiasiatietoa.

Informaatorirajoitteet muodostavat merkittävän rajoituksen yksilövalinnan normatiiviselle merkitykselle kollektiivisessa päätöksenteossa (Randall 1986a, s. 86). Onkin keskusteltu paljon siitä, miten julkisen vallan tulee suhtautua ympäristöasioissa vallitseviin mielipiteisiin, esittivätpä niitä sitten yksilöt tai intressiryhmät, jos mielipiteet perustuvat puutteelliseen tai väärin tulkittuun informaation eli ovat vain löyhiä uskomuksia (ks. Dasgupta 1982, s. 68—71, Just ym. 1982, s. 289). On pohdittu, tulisiko tällaisissa tapauksissa painottaa asiantuntijoiden mielipiteitä vai pitäisikö tehostaa tiedon tuotantoa ja leviämistä.

Ei-käyttöarvojen varhaisin kirjallisuus katsoi, että optioarvo ja olemassaoloarvo olisivat harvinaisia ilmiöitä, jotka liittyvät peruuttamattoman tuhon alaisiin ainutlaatuisiin luonnonkohteisiin. Kuitenkin sekä optio- että olemassaoloarvot saattavat olla yleisemminkin sovellettavissa ympäristövaikutusten arvioinnissa. Näyttää siltä, että käsitteet informaatio, korvattavuus ja suhteellinen niukkuus ovat asioita, joihin täydellisempi tulevaisuuden käyttöarvojen ja olemassaoloon liittyvien arvojen teoreettinen työ keskittyy (Randall ja Stoll 1983, s. 272—273).

Ympäristöhyödykkeiden arvottamismenetelmät

Ei-markkinahyödykkeiden hyvinvointivaikutusten mittaamisen merkitys lisääntyy modernissa taloudessa (Just ym. 1982, s. 268). Yksilöiden maksuhalukkuudet täytyy määrit-

tää vaikka ei voida todeta tasapainoisia markkinahintoja tai markkinahinnat eivät suoraan osoita maksuhalukkuutta. Ongelmana on, miten kuluttaja saadaan suoraan tai epäsuorasti paljastamaan maksuhalukkuutensa poliittikkamuutoksen tai julkishyödykkeen tarjonnan suhteen (Freeman 1979, s. 85). Käyttäjäpalvelu jättää yksilöidyn käyttöjäljen ja arvoinformaation kaupallisiin rekistereihin. Vaikka esimerkiksi metsän virkistyskäyttöpalvelua ja sen arvoa ei voida suoraan havainnoida markkinoilla, antavat matkailuyritysten vierailijarekisterit epäsuoria todisteita virkistyskäytöstä ja lisäksi liikenteen ja matkustuspalveluiden markkinoilta saadaan merkittävää epäsuoraa todistusta arvosta. Toisaalta ympäristöarvot voivat heijastua myös esimerkiksi kiinteistöjen kaupahintoihin. Voidaan sanoa, että on olemassa joko läheiset tai sitten ns. *implisiittiset markkinat*, joilta maksuhalukkuutta voidaan arvioida epäsuorin keinoin.

Monet ympäristön käyttäjäpalvelut eivät jätä todisteita mihinkään rekistereihin, mutta ovat hyötyjen ja kustannusten päälähte. Tärkeät käyttäjäpalveluiden kategoriat (esim. virkistys), useimmat optiot ja kaikki olemassaolopalvelut ovat hinnoittelemattomia. Virkistyspalveluiden hinnat on tietysti voitu joskus asettaa hallinnollisesti ilman viittausta markkinaolosuhteisiin. Jos hallinnolliset hinnat ovat jäykkiä, niin ei ole hintavaihteluja, jotka ovat välttämättömiä kysyntäehtojen estimointiin.

Markkinoilta voidaan siis saada suhteellisen vähän tai ei lainkaan suoraa tai epäsuoraa informaatiota ympäristöhyödykkeiden kysynnästä. Puhtaista olemassaolopalveluista tai tutkimushyödyistä saadaan tuskin lainkaan tietoa. Markkinattomat hyödykkeet ovat kuitenkin edustettuina yksilöiden hyötyfunktioissa samalla tavalla kuin muutkin hyödykkeet ja ilman jakamattomuutta ja poissulkevuuden puuttumista niitä periaatteessa kaupattaisiin ja arvostettaisiin samaan tapaan kuin markkinahyödykkeitäkin. Jos ympäristön palvelut voitaisiin ostaa täydellisesti toimivilta markkinoilta, niin kysyntäkäyrän estimointi olisi ekonometrinen ongelma (Freeman 1979, s. 4).

Täsmällinen ympäristömuutosten hyötyjen ja kustannusten arvottaminen edellyttää kuluttajan ylijäämän (hicksiläisen) kompensatiomitan estimoinnin. Tätä ongelmaa voidaan käsitellä kolmen eri arvottamismetodityypin avulla.

- 1) Hyvin toimivien markkinoiden tapauksessa hinta on usein sopiva arvoindikaattori ja sen avulla saadaan suoraan maksuhalukkuusaggregaatit.
- 2) Hinnoittelemattomien hyödykkeiden tapauksessa on usein olemassa läheisiä hyödykkeitä (*komplementteja* tai *substituitteja*), joiden markkinoiden katsotaan paljastavan epäsuoraa informaatiota hinnoittelemattomien hyödykkeiden arvosta. Kysymyksessä ovat ns. *markkinaliitännäiset menetelmät*.
- 3) Voidaan osoittaa *hypoteettiset* tai *kokeelliset (eksperimentaaliset) markkinat* hinnoittelemattomille hyödykkeille käyttäen suoraa haastattelua (*survey*) tai laboratoriokoetta, joka antaa tietoa arvosta.

Jokainen menetelmätyyppi rajoituksineenkin tuottaa sopivasti käytettynä käyttökelpoista arvoinformaatiota. Hintainformaatiomenetelmät eivät sovellu useimpiin ympäristöhyödykkeisiin. Markkinaliitännäiset menetelmät ovat laajemmin sovellettavissa, mutta sopivat kuitenkin vain rajoitetusti moniin ympäristöhyödykkeisiin ja vaativat lisäksi analyyttisiä oletuksia, jotka saattavat aiheuttaa vääristymiä.

Parhaiten ympäristöhyödykkeiden arvottamiseen näyttävät soveltuvan suorat hypoteettisiin ja/tai kokeellisiin markkinoihin pohjautuvat menetelmät, joita käyttäen myös kokonaisarvoa eli normaalien käyttöarvojen ja optio- sekä olemassaoloarvojen summaa voidaan yrittää estimoida. Näistä hypoteettiset markkinat luova ns. *contingent valuation -menetelmä (CVM)* lienee tällä hetkellä eniten käytetty ympäristöhyödykkeiden arvottamismenetelmä.

CVM-tutkimuksissa on useita askelia ja kuhunkin askeleeseen on useita vaihtoehtoisia lähestymistapoja (Anderson ja Bishop 1986, s. 116—127). On ratkaistava:

- 1) Mikä on se ihmispopulaatio, jonka arvoja estimoidaan ja miten otos määritetään?
- 2) Miten arvotettava ”tuote” määritellään?
 - lähtöolosuhteet
 - määritettävä ja kuvattava muutos
 Määrittelyssä on erilaisia tapoja: Verbaalinen tai määrällinen kuvailu ja visuaaliset näytökset (valokuvat, luonnokset, graffitit, kartat jne).
- 3) Mikä maksutapa on käytössä? Maksu voi olla kertamaksu, päivämaksu, vuosimaksu, lisävero jne.
- 4) Kuinka kysymykset esitetään?
 - tarjouspelimuoto (bidding game)
 - maksukortit (payment cards)
 - muu tekniikka
- 5) Kuinka data analysoidaan?
 - otoskeskiarvojen yleistäminen perusjoukkoon
- 6) Mitä täydentävää dataa halutaan?

CVM-estimaatit heijastavat hypoteettista markkinavuorovaikutusta ja tällöin voidaan

tietysti kysyä, ovatko ihmiset sekä halukkaita että kyvykkäitä vastaamaan tavalla, joka ilmentää heidän todellista käyttäytymistään tilanteessa, jossa hyvin toimivat markkinat olisivat olemassa. Toisaalta saattaa syntyä strategista harhaa, jos vastaajat tarkoituksellisesti johtavat tutkijaa vääriin suuntaan omien tavoitteidensa mukaisesti (Freeman 1979, s. 87—96).

Silloin, kun jonkinlaista hintainformaatiota ympäristöhyödykettä täydentävien tai korvaavien hyödykkeiden suhteen on kuitenkin olemassa, voidaan käyttää epäsuoria markkinaliitännäisiä menetelmiä vaikkapa tuottamaan CVM-tutkimuksille vertailuaineistoa. Esimerkiksi komplementtien markkinat voivat antaa merkittävää epäsuoraa informaatiota markkinattomaan hyödykkeeseen liittyvästä kysynnästä ja arvosta. On vain tiedettävä, miten eristetään ja tulkitaan tätä informaatiota.

Vaikka ympäristöhyödykkeiden määrä on harvoin yksilön valintamuuttuja, hän voi tehdä lukuisia markkinaoperaatioita niiden käyttämiseksi (Anderson ja Bishop 1986, s. 90). Esimerkiksi virkistysalueella vierailu aiheuttaa kustannuksia. Epäsuorista menetelmistä ns. heikon komplementaarisuuden (WC)-menetelmät, kuten *matkakustannusmenetelmä (TCM)* ja implisiittisen hinnan (IP)-lähestymistavat, kuten *hedonisen hinnan tekniikka (HPM)* ovat tällöin mahdollisia arvottamiskeinoja (Clawson ja Knetsch 1966, Rosen 1974). Hedonisen hinnan menetelmä mittaa erilaisia omaisuusarvojen muutoksia.

Markkinaliitännäisiä lähestymistapoja on usein pidetty hyvinä menetelminä siksi, että ne perustuvat todelliseen taloudelliseen käyttäytymiseen, kun taas CVM edellyttää vain hypoteettista käyttäytymistä. Menetelmien eroja tarkasteltaessa on erityisesti kysyttävä, kenen arvoja mitataan. Markkinaliitännäiset menetelmät ratkaisevat tämän ongelman automaattisesti, esimerkiksi matkakustannusmenetelmä keskittyy niihin, jotka matkustavat alueelle eli menetelmä mittaa selvästi vain käyttäjähyytyä. Myös aikaisemmat CVM-tutkimukset käsittelivät ilmeisiä resurssikäyttäjiä. Esimerkiksi metsästäjät saattoivat olla suosittu populaatio (esim. Mattson ja Kriström 1987). Nykyään mielenkiinto on kuitenkin kohdistunut entistä enemmän ei-käyttäjiin. Kohdepopulaatiota on CVM-tutkimuksissa pyritty laajentamaan käyttäjistä niihin, joilla on optio- tai eksistenssarvoja.

Yhteenvedo

Jos kustannus-hyötyanalyysin informaatioperusta on joidenkin hyödykkeiden kohdalla täydellisempi kuin toisten, on olemassa systemaattisen harhan vaara. Toisissa tapauksissa informaatio on käyttökelpoisempaa ja sen hankinnan kustannukset ovat matalammat kuin toisissa. Ei-markkinahyödykkeiden arvottamisessa on kuitenkin tapahtunut oleellista kehitystä. Arvoinformaation puute ei ole enää hyvä syy ei-markkinahyödykkeiden tarjonnassa tapahtuvien muutosten sulkemiseksi pois esimerkiksi kustannus-hyötyanalyyseista (Randall 1984a, s. 72). Täydellisyys ei tietenkään voida päästä. Selvittämättömissä tapauksissa voi olla hyvä edes osoittaa ja dokumentoida positiiviset arvot vaikka hyötyjen estimointia rahamittassa ei voitaisikaan tehdä (ks. esim. Driver ym. 1987).

Ympäristöhyödykkeiden käytön suhteen joudutaan joka tapauksessa aina tekemään valintoja. Rahamittaiset arvoestimaatit olisivat yksi hyödyllinen informaation lähde. Tavoite voi nimittäin olla arvojen vertailussa, jolloin hyödyt ja kustannukset tulee saattaa yhteismitallisiksi.

Kustannusten ja hyötyjen ajallinen esiintyminen on tietysti synkronoitunut epätäydellisesti. On olemassa ylisukupolvisen tehokkuuden ja oikeudenmukaisuuden ongelma (ks. Ferejohn ja Page 1978, Page 1980, ks. myös Just ym. 1982, s. 296—330, Heal 1986). Kustannus-hyötyanalyysissä tämä (ylisukupolvisen aggreroinnin) ongelma ratkaistaan alentamalla kaikkia tulevia kustannus- tai hyöty-yksiköitä nykyarvoon diskonttaamalla. Tämä menettely soveltuu tapauksiin, joissa arvioidaan esimerkiksi jotakin investointivaihtoehtoa vastaaviin yleisiin investointivaihtoehtoihin nähden. Menettely on kuitenkin vähemmän puolustettavissa arviotaessa ohjelmia, joissa nykypolven ”diktaattoriaseman” antaman mahdollisuuden pohjalta luovutaan peruuttamattomasti tarjoamasta kollektiivisia julkishyödykkeitä vaikutusten näin ulottuessa moniin tai kaikkiin tuleviin sukupolviin (Randall 1986a, s. 96). Tällaisiin tapauksiin normaali investointilogiikka soveltuu huonosti.

Kustannus-hyötyanalyysi tarjoaa monine tämänkaltaisine puutteineenkin tietoa julkisen päätöksentekoprosessin tueksi. Sen muodollinen rakenne voi auttaa tarkastelijoita ottamaan huomioon kaikki oleelliset arvotekijät mitään unohtamatta. Kustannus-hyöty-

analyysi ei tällöinkään ole ehdoton ja tiukka päätössääntö. Kaikkia puutteita datassa tuskin voidaan edes ratkaista. On myös muistettava, että ympäristöpolitiikka ei perustu aina ensisijaisesti tehokkuuskriteeriin. Poliittikkaa voidaan arvioida myös oikeudenmukaisuuden, työllisyyden, aluekehityksen, ympäristöstandardien ja ylisukupolvisuuden näkökulmista. Kustannus-hyötyanalyysi on vain puiteisto ja menettelytapa, joka auttaa päätöksentekoa varten käyttökelpoisen informaation saamisen organisoimisessa (Freeman 1979, s. 6). Kustannus-hyötyanalyysille vaihtoehtoinen rajoitetyyppinen tarkastelutapa, jota on sovellettu uhanalaisten lajien tapaukseen on Ciriacy-Wantrupin (1953) ja Bishopin (1978) esittämä ns. *turvallisuusminimistandardi* (*safe minimum standard*). Tätä eikä myöskään lukuisia avoimeksi jääneitä ongelmia, joista monet liittyvät hyötyjen ja kustannusten oikeudenmukaiseen jakoon (esim. Rees 1985, s. 131—135 ja s. 298), voida tässä yhteydessä tarkastella (ks. erityisesti Randall ja Peterson 1984, s. 12—13). Suojelualueen perustamisen kustannukset koituvat usein eri henkilöille kuin hyödyt ja tällöin nousee esiin kysymys ei vain potentiaalisista vaan myös toteutettavista kompensatioista. Se, miten suojelematta jättämisen ylisukupolviset kompensatiot toteutetaan, on sukupolven sisäistä kompensatiotakin vaikeampi ongelma. Lisäksi todettakoon, että arvot ja preferenssit muuttuvat jatkuvasti, joten suhteelliset arvot ja hinnat eri aikoina poikkeavat toisistaan.

Usklassisen taloustieteen paradigman automaattiseen hyväksymiseen ympäristökysymysten käsittelyssä voidaan aina suhtautua varauksellisesti (Freeman 1986, s. 144—145). Esimerkiksi Victor (1980) on arvioinut kriittisesti usklassisten lähtökohtien sopivuutta tässä yhteydessä. Kritiikkiä kustannus-hyötyanalyysin (resurssien allokation paretooptimaalisuusmallien) käyttöä kohtaan ovat esittäneet myös ns. uusinstitutionalistisen koulukunnan ympäristötaloustieteilijät (Swaney 1987, Söderbaum 1987). Usklassinen puitekehys on kuitenkin erittäin pitkälle kehitetty järjestelmä, joka antaa mahdollisuuden käsitteellisesti pätevien mallien johtamiseen estimointia ja mittaamista varten (Freeman 1986, s. 139, ks. myös Rees 1985, s. 259).

Käyttöarvojen (ks. Randall ym. 1974, Schulze ym. 1981, Brookshire ym. 1982) lisäksi myös ei-käyttäjäpalveluiden arvoja mit-

taavia contingent valuation -menetelmän (CVM) avulla suoritettuja empiirisiä ympäristöhyödykkeiden maksuhalukkuusmittauksia on jo jossain määrin tehty etupäässä Yhdysvalloissa ja Ruotsissa (esim. Brookshire ym. 1983, Walsh 1986, Desvousges ym. 1987, Loomis 1987, Kriström 1988). Asiantuntijat alkavat tänä päivänä olla aika yksimielisiä tämän menetelmän sopivuudesta käyttöarvojen kohdalla ja suhtautuvat sen käyttöön toiveikkaasti myös ei-käyttäjärvojen selvittämisessä (esim. Bishop ja Heberlein 1986, s. 147, Hoehn ja Randall 1987). Menetelmän monet puutteet on myös hyvin tiedostettu (esim. Rowe ja Chestnut 1983). Toki menetelmän tieteellistä statusta ylipäänsä on vielä toisinaan epäilty (ks. Randall 1986b, s. 186—187, keskustelusta ks. Cummings ym. 1986). Epäilemättä monia käsitteellisiä ja empiirisiä kysymyksiä täytyy vielä ratkaista ennen kuin ei-käyttäjärvojen määrittäminen tulee kustannus-hyötymittauksien vakio-osaksi (Desvousges ym. 1987, s. 248).

CVM-tutkimukset ovat saaneet tutkijoille ympäristöhyödykkeille korkeita taloudellisia kokonaisarvoja. Esimerkiksi erämaa-alueiden säilyttäminen eli pitäminen lähes koskemattomana on osoittautunut tietyissä tapauksissa niiden suositeltavimmaksi taloudelliseksi käyttömuodoksi, kun lähes kaikki mahdolliset arvokategoriat on onnistuttu mittaamaan (Kriström 1988). On tietysti selvää, että luontoon sisältyy lisäksi paljon sellaistaakin arvoa, jota taloustieteen menetelmillä ei ehkä koskaan voida selvittää. Olemassaolevia tapauskohtaisia arvoestimaatteja voitaneen tänä päivänä kuitenkin pitää aika hyvin suuntaa antavina. Luonnonympäristön kokonaisarvon eri osien ymmärtämisellä on tietysti huomattava merkitys ilman empiirisiä sovelutuksiakin. Tällöin on mahdollista ymmärtää myös se, että erämaan tai luonnonsuojelun alueen taloudellinen arvo on paljon laajempi asia kuin sen kaupallinen arvo.

Säilyttäminen voi siten olla taloudellisesti paras tapa ”käyttää” esimerkiksi viimeisiä erämaita tai joidenkin harvinaisten tai uhanalaisten lajien elinympäristöjä. Se, miten paljon näitä pitäisi säilyttää, on lopulta empiirinen kysymys. Kotitalouksien maksuhalukkuus niiden säilyttämiseksi ei voi tietenkään nousta maksuhyvän yläpuolelle, mutta korkean tulotason maassa maksukyky on siltikin hyvin venyvä käsite. Kotitaloudet joutuvat nimittäin ratkaisemaan sen, haluavatko ne enemmän säilytettyä luontoa ja jonkin

verran vähemmän kulutushyödykkeitä vai päinvastoin.

Kirjallisuus

- Anderson, G.D. & Bishop, R.C. 1986. The valuation problem. Teoksessa: Bromley, D.W. (toim.). Natural resource economics. Policy problems and contemporary analysis. Kluwer Nijhoff Publishing, Hingham. s. 89—161.
- Arrow, K.J. & Fisher, A.C. 1974. Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88: 312—319.
- Batie, S.S. & Shabman, L. 1979. Valuing nonmarket goods — conceptual and empirical issues: Discussion. *American Journal of Agricultural Economics* 61(5):931—932.
- Bishop, R.C. 1978. Endangered species and uncertainty: The economics of a safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics* 57: 10—18.
- 1982. Option value: An exposition and extension. *Land Economics* 58(1):1—15.
- & Heberlein, T.A. 1986. Does contingent valuation work? Teoksessa: Cummings, R.G., Brookshire, D.S. & Schulze, W.D. (toim.). Valuing environmental goods. An assessment of the contingent valuation method. Rowman & Allanheld, Totowa. s. 123—147.
- Bromley, D.W. (toim.). 1986. Natural resource economics. Policy problems and contemporary analysis. Kluwer Nijhoff Publishing, Hingham. 234 s.
- Brookshire, D.S., Thayer, M.A., Schulze, W.D. & D'Arge, R.C. 1982. Valuing public goods: A comparison of survey and hedonic approaches. *American Economic Review* 72(1): 165—177.
- Eubanks, L.S. & Randall, A. 1983. Estimating option prices and existence values for wildlife resources. *Land Economics* 59(1):1—15.
- Callicott, J.B. 1986. On the intrinsic value of non-human species. Teoksessa: Norton, B.G. (toim.). The preservation of species. The value of biological diversity. Princeton University Press, Princeton. s. 138—171.
- Cicchetti, C.J. & Freeman, A.M. III. 1971. Option demand and consumer surplus: Further comment. *Quarterly Journal of Economics* 83: 528—539.
- Ciriacy-Wantrup, S.V. 1953. Resource conservation: Economics and policies. University of California Press, Berkeley.
- Clawson, M. & Knetsch, J.L. 1966. Economics of outdoor recreation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 328 s.
- Cory, D.C. & Martin, W.E. 1985. Valuing wildlife for efficient multiple use: Elk versus cattle. *Western Journal of Agricultural Economics* 10(2):282—293.
- Cummings, R.G., Brookshire, D.S. & Schulze, W.D. (toim.). 1986. Valuing environmental goods. An assessment of the contingent valuation method. Rowman & Allanheld, Totowa. 270 s.
- Dasgupta, P. 1982. The control of resources. Basil Blackwell, Oxford. 223 s.
- Desvousges, W.H., Smith, V.K. Fisher, A. 1987. Option price estimates for water quality improvements: A contingent valuation study for the Monongahela river. *Journal of Environmental Economics and Management* 14:248—267.

- Driver, B.L., Nash, R. & Haas, G. 1987. Wilderness benefits: A state-of-knowledge review. Teoksessa: Proceedings — National Wilderness Research Conference: Issues, state-of-knowledge, future directions, Fort Collins, Co, July 23—26, 1985. Department of Agriculture, Forest Service, Ogden. s. 294—319.
- Ferejohn, J. & Page T. 1978. On the foundations of intertemporal choice. *American Journal of Agricultural Economics* 60(2):15—21.
- Fisher, A.C. 1981. Resource and environmental economics. Cambridge University Press, Cambridge. 284 s.
- , Krutilla, J.V. & Cicchetti, C.J. 1972. The economics of environmental preservation: A theoretical and empirical analysis. *American Economic Review* 62:605—619.
- , Hanemann, W.M. 1987. Quasi-option value: Some misconceptions dispelled. *Journal of Environmental Economics and Management* 14:183—190.
- Freeman, A.M. III. 1979. The benefits of environmental improvement. Theory and practice. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 272 s.
- 1984. The sign and size of option value. *Land Economics* 60(1):1—13.
- 1985. Supply uncertainty, option price, and option value. *Land Economics* 61(2):176—181.
- 1986. Comment 1. Teoksessa: Bromley, D.W. (toim.). *Natural resource economics. Policy problems and contemporary analysis*. Kluwer Nijhoff Publishing, Hingham. s. 139—149.
- Graham, D.A. 1981. Cost-benefit analysis under uncertainty. *The American Economic Review* 71(4): 715—725.
- Hartwick, J.M. & Olewiler, N.D. 1986. The economics of natural resource use. Harper & Row, Publishers, New York. 530 s.
- Heal, G. 1986. The intertemporal problem. Teoksessa: Bromley, D.W. (toim.). *Natural resource economics. Policy problems and contemporary analysis*. Kluwer Nijhoff Publishing, Hingham. s. 1—36.
- Hoehn, J.P. & Randall, A. 1987. A satisfactory benefit cost indicator from contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management* 14: 226—247.
- Johansson, P.-O. 1987. The economic theory and measurement of environmental benefits. Cambridge University Press, Cambridge. 223 s.
- Just, R.E., Hueth, D.L. & Schmitz, A. 1982. Applied welfare economics and public policy. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs. 491 s.
- Keith, J.E. & Lyon, K.S. 1985. Valuing wildlife management: A Utah deer herd. *Western Journal of Agricultural Economics* 10(2):216—222.
- Kriström, B. 1988. On the benefits of preserving virgin forests. Conference paper on Multiple Use of Forests — Economics and Policy, Oslo, Norway, May 24—26, 1988. 33 s.
- Krutilla, J.V. 1967. Conservation reconsidered. *The American Economic Review* LVII (4):777—786.
- & Fisher, A.C. 1975. The economics of natural environments. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 292 s.
- Loomis, J.B. 1987. Expanding contingent value sample estimates to aggregate benefit estimates: Current practices and proposed solutions. *Land Economics* 63(4):396—402.
- Mattson, L. & Kriström, B. 1987. The economic value of moose as a hunting object. Teoksessa: Hänninen, R. & Selby, J.A. (toim.). Proceedings of the biennial meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics, Porvoo, Finland, May 1987. *Scandinavian Forest Economics* 29:27—37.
- Matulich, S.C., Workman, W.G. & Jubenville, A. 1987. Recreation economics: Taking stock. *Land Economics* 63(3):310—316.
- McConnell, K.E. 1983. Existence and bequest value. Teoksessa: Rowe, R. & Chestnut, L. (toim.). *Managing air quality and scenic resources at national parks and wilderness areas*. Westview Press, Boulder. s. 254—264.
- 1985. The economics of outdoor recreation. Teoksessa: Kneese, A.V. & Sweeney, J.L. (toim.). *Handbook of natural resource and energy economics. Volume II*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam. s. 677—722.
- Page, T. 1980. The severance tax as an instrument of intertemporal equity. Teoksessa: Daly, H.E. (toim.). *Economics, ecology, ethics: Essays toward a steady-state economy*. W.H. Freeman and Company, San Francisco. s. 306—323.
- Peterson, G.L. & Randall, A. (toim.). 1984. Valuation of wildland resource benefits. Westview Press, Boulder. 258 s.
- Porter, R.C. 1982. The new approach to wilderness preservation through benefit-cost analysis. *Journal of Environmental Economics and Management* 9:59—80.
- Randall, A. 1984a. Benefit cost analysis as an information system. Teoksessa: Peterson, G.L. & Randall, A. (toim.). *Valuation of wildland resource benefits*. Westview Press, Boulder. s. 65—75.
- 1984b. Benefit estimation for scenic and visibility services. Teoksessa: Peterson, G.L. & Randall, A. (toim.). *Valuation of wildland resource benefits*. Westview Press, Boulder. s. 193—207.
- 1986a. Human preferences, and the preservation of species. Teoksessa: Norton, B.G. (toim.). *The preservation of species. The value of biological diversity*. Princeton University Press, Princeton. s. 79—109.
- 1986b. Valuation in a policy context. Teoksessa: Bromley, D.W. (toim.). *Natural resource economics. Policy problems and contemporary analysis*. Kluwer Nijhoff Publishing, Hingham. s. 163—229.
- 1987. Resource economics. An economic approach to natural resource and environmental policy. 2. painos. John Wiley & Son, New York. 434 s.
- , Ives, B. & Eastman, C. 1974. Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvements. *Journal of Environmental Economics and Management* 1:132—149.
- & Stoll, J.R. 1983. Existence value in a total valuation framework. Teoksessa: Rowe, R. & Chestnut, L. (toim.). *Managing air quality and scenic resources at national parks and wilderness areas*. Westview Press, Boulder. s. 265—274.
- & Peterson, G.L. 1984. The valuation of wildland benefits: An overview. Teoksessa: Peterson, G.L. & Randall, A. (toim.). *Valuation of wildland resource benefits*. Westview Press, Boulder. s. 1—52.
- Rees, J. 1985. Natural resources. Allocation, economics and policy. Methuen, London. 449 s.
- Rosen, S. 1974. Hedonic prices and implicit markets: Product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy* 82:34—55.
- Rowe, R.D. & Chestnut, L.G. 1983. Valuing environmental commodities: Revisited. *Land Economics* 59(4):404—410.

- Samples, K.C., Dixon, J.A. & Gowen, M.M. 1986. Information disclosure and endangered species valuation. *Land Economics* 62(3):306—312.
- Schulze, W.D., D'Arge, R.C. & Brookshire, D.S. 1981. Valuing environmental commodities: Some recent experiments. *Land Economics* 57(2):151—172.
- Siebert, H. 1987. *Economics of the environment. Theory and policy. 2. painos.* Springer-Verlag, Berlin. 273 s.
- Smith, V.K. 1983. Option value: A conceptual overview. *Southern Economic Journal* 49:654—668.
- 1985. Supply uncertainty, option price, and indirect benefit estimation. *Land Economics* 61(3):303—307.
- 1987. Uncertainty, benefit-cost analysis, and the treatment of option value. *Journal of Environmental Economics and Management* 14:283—292.
- Swaney, J.A. 1987. Elements of a neoinstitutional environmental economics. *Journal of Economic Issues* XXI(4):1730—1779.
- Söderbaum, P. 1987. Environmental management: A non-traditional approach. *Journal of Economic Issues* XXI(1):139—165.
- Talhelm, D.R. 1983. Unrevealed extramarket values: values outside the normal range of consumer choices. *Teoksessa: Rowe, R. & Chestnut, L. (toim.). Managing air quality and scenic resources at national parks and wilderness areas.* Westview Press, Boulder. s. 275—286.
- Victor, P.A. 1980. *Economics and the challenge of environmental issues.* Teoksessa: Daly, H. Economics, ecology, ethics: Essays toward a steady-state economy. W.H. Freeman and Company, San Francisco. s. 194—213.
- Walsh, R.G., Loomis, J.B. & Gillman, R.A. 1986. How much wilderness to protect? *Teoksessa: Proceedings — National Wilderness Research Conference: Current research.* USDA, Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, General Technical Report INT-212:370—376.
- Weisbrod, B. 1964. Collective-consumption services of individual-consumption goods. *Quarterly Journal of Economics* 78(3):471—477.

Total of 67 references

SUMMARY

Environmental economics and nature conservation areas

This article reviews some aspects of the debate on the valuation of environmental commodities. Scarce environmental goods such as clean air and water, biological diversity, habitats for endangered species, wilderness areas and beautiful landscapes are not traded in organized markets and it is not straightforward to derive values for them. In a modern economy, however, the measurement of non-market welfare effects is of increasing importance. Dissatisfaction with the private sector level of the environmental resource supply must be expressed through an appropriate public choice mechanism. Valuing amenities is one component of benefit-cost analysis, which is part of the public response to market failure. Nowadays the resource value concepts recognized by economists have been considerably expanded. In addition to user values there is also non-use benefits. First is the altruistic desire to preserve

resources simply for their existence, which is the source of existence values. Second is the desire to preserve resources because of the uncertainty of demand or supply. Option value is the value of an option to consume the good in the future when e.g. preferences are uncertain. In addition, quasi-option value is the expected value of information gained from postponing an irreversible development. Economists have also developed techniques for valuing environmental goods. The travel-cost method and hedonic price techniques are termed related market approaches. Instead of them a third approach — the contingent valuation method employs surveys to ask people about the values they would place on environmental commodities like nature conservation areas if ideal markets did exist. The last method looks promising if we want some information about non-use values.

Suojelualueiden peruskartoitus

LUONNONSUOJELUALUEIDEN KASVILLISUUSSELVITYKSET

Anneli Leivo

Johdanto

Luonnonsuojelualueilla on tutkittu sekä kasvilajistoa että kasvillisuutta. Tutkimuksia ovat tehneet mm. yksityiset tutkijat omiin tutkimushankkeisiinsa liittyen (esim. Söyrinki ym. 1977, Leinonen 1985). Valtaosan selvityksistä ovat tehneet tai teettäneet kuitenkin suojelualueiden hoidosta vastaavat viranomaiset, erityisesti metsähallitus. Viranomaiset tarvitsevat tietoja alueiden hoidon ja käytön suunnittelussa ja opastuksessa (Leivo ja Rajasärkkä 1987, Luonnonsuojelututkimuksen kehittäminen 1988).

Perusteellisia kasvilajiston selvityksiä ei juuri ole viranomaisten toimesta tehty, sillä suojelualueiden suunnittelun ja muun eliölajiston inventoinnin kannalta kasvillisuuden kartoitukset ovat pelkän lajiston kartoitusta käyttökelpoisempia. Tarkat kasvilajiston kartoitukset ovat lähinnä olleet erillisiä tutkimushankkeita (esim. Söyrinki ja Saari 1980, Suominen ja Varkki 1984).

Suunniteltaessa uusia luonnonsuojelualueita tai vanhojen alueiden laajennuksia on tehty kasvillisuusselvityksiä, jotka ovat kuitenkin verraten yleispiirteisiä (esim. Kukko-oja ym. 1985, Leivo ja Nironen 1987). Näitä tarvitaan mm. alueiden suojeluarvon määrittämiseksi. Luonnonsuojelualueiden hoidon ja käytön suunnittelussa on oltava kuitenkin edellisiä tarkempia selvityksiä. Tarkka kasvillisuusselvitys on kasvillisuuskartoitus, jossa kasvillisuustyyppit määritetään maastossa ja niiden rajat piirretään kartalle halutussa, riittävän suuressa mittakaavassa. Lopputulos on kasvillisuuskartta.

Luonnonsuojelualueiden kasvillisuuskartoitukset

Luonnonsuojelualueiden kasvillisuutta on kartoitettu jo 1930-luvulta lähtien (mm. Brandt 1933, Jalas 1953), mutta järjestelmäl-

liset selvitykset aloitettiin vuonna 1981 metsähallituksessa ja myöhemmin myös Metsätutkimuslaitoksessa. Nämä viranomaiset vastaavat valtion maiden luonnonsuojelualueiden hoidosta. Ensisijaisiksi kartoituskohteiksi valittiin kansallispuistot, koska tietoja tarvittiin näiden alueiden hoito- ja käyttösuunnitelmien laatimisessa.

Yksityismaille perustettujen luonnonsuojelualueiden kasvillisuusselvitykset ovat vasta aluillaan. Näiden alueiden hoidosta ja luonnon inventoinneista vastaavat lääninhallitukset.

Metsähallituksessa kasvillisuuskartoituksia on tehty kolmella eri menetelmällä. Ensimmäiset kartoitukset (Leivo 1981, Heikkinen 1982a, 1982b) yhdistettiin metsätalouden tarkastuksen metsien arviointiin siten, että laadittiin yhteinen kasvillisuus-metsätaloukarta. Kartta on ulkoasultaan ja rakenteeltaan metsähallituksen metsätaloukarta näköinen, mutta erillisiin kuvioselityksiin on metsikkötietojen lisäksi kirjattu myös kasvillisuustyyppi sekä vaatelaita ja/tai harvinaisia kasvilajeja. Kuviointi on pienipiirteisempää kuin metsänarvioinnissa yleensä. Selvin tämä ero on kitu- ja joutomaiksi luokitelluilla soilla. Tällä menetelmällä on kartoitettu Hiidenportin (Leivo 1981), Pyhä-Häkin (Heikkinen 1982a), Isojärven (Heikkinen 1982b), Patvinsuon (Leivo ym. 1984), Seitsemisen (Leivo ja Liedenpohja 1984) ja Liesjärven (Luttinen 1985) kansallispuistojen kasvillisuus.

Käytännön vaikeuksien vuoksi ei edellä mainittua menetelmää ole voitu kuitenkaan kaikissa tapauksissa käyttää; kansallispuistojen suunnittelun ja metsätalouden tarkastusten aikataulu on usein erilainen. Ongelmia syntyy myös, kun yritetään sovittaa yhteen toisaalta kasvillisuuskartoitusten ja suojelualuesuunnittelun tarpeet ja toisaalta metsähallituksen muun suunnittelun tarpeet. Useat suojelualueet on kartoitettu sen vuoksi metsätalouden tarkastuksista erillään: kasvillisuustyyppit on kuvioitu itsenäisesti metsikkö-

kuvioista riippumatta. Näin ollen kasvillisuus- ja vastaavien metsikkökuvioiden rajat ovat monessa tapauksessa erilaiset. Kasvillisuuskartoituksissa on kuvioilta kirjattu vain kasvillisuustyyppi ja vaatelaita ja/tai harvinaisia kasvilajeja. Puustoa ei ole juuri tarkasteltu. Tällä tavoin kartoitettuja alueita ovat Salamajärven kansallispuisto ja Salamannerän luonnonpuisto (Liedenpohja ja Luttinen 1984), Kauhanevan—Pohjankankaan (Heikkilä 1986) ja Lauhanvuoren (Leivo, tekeillä) kansallispuistot, Paljakan luonnonpuisto (Kaikkonen ja Liedenpohja—Ruuhijärvi 1987), Vehoniemenharjun (Liedenpohja 1985a) ja Pulkkilanharjun (Liedenpohja 1985b) luonnonsuojelualueet sekä Pomarkun Isonvan soidensuojelualue (Rajasärkkä 1988).

Puustotietoja ei edellä mainituissa kartoituksissa kasvillisuuskuvioilta merkitty, koska alueiden metsätaloukskarttojen kuvioselitysten puustotiedot arvioitiin riittäviksi. Puustotiedot ovat kuitenkin kasvillisuuskuvioista poikkeavina metsikkökuvioina. Kahden erillisen kartan, joiden kuviointi on erilainen, vertailu osoittautui kuitenkin hankalaksi. Alueiden hoidon ja käytön suunnittelun kannalta tarpeellista olisi, että sekä puusto että tarkka kasvillisuustyyppi tunnettaisiin täsmälleen samoilta kuvioilta. Puuston ottaminen huomioon kasvillisuuden kuvioinnissa entistä tarkemmin olisi myös kasvillisuuden luokittelun kannalta tarpeellista — metsien varhaisessa sukkessiovaiheissa jopa oleellista.

Nykyään metsähallituksen kasvillisuuskartoitukset tehdään edelleen metsätalouden tarkastuksista erillään siten, että kasvillisuuskuvioilta määritetään kasvillisuustyyppin lisäksi aluskasvillisuuden valta-, yleiset ja harvinaiset lajit sekä puuston kehitysvaihe, kokonaispeittävyys, puulajisuhteet (peittävyys mukaan), jaksot ja toisinaan myös luonnontilaisuuden aste. Menetelmä on sovellutus Suomen Akatemian ympäristötieteellisen toimikunnan rahoittaman tutkimushankkeen valmisteilla olevasta luokitteluohjeesta. Tällä menetelmällä on kartoitettu Telkkämäen perustettava luonnonsuojelualue (Leivo, tekeillä) ja kartoitetaan paraikaa Langinkosken luonnonsuojelualuetta sekä Linnansaaren kansallispuistoa.

Metsäntutkimuslaitoksen kartoitusmenetelmät vastaavat pääpiirteissään sitä metsähallituksen menetelmää, jossa tarkastellaan lähinnä aluskasvillisuutta eikä puustotietoja juuri kirjata. Metsäntutkimuslaitoksessa on

kartoitettu Pyhätunturin kansallispuiston kasvillisuus (Matero, tekeillä) ja Pallas-Ounastunturin kasvillisuutta kartoitetaan paraikaa.

Kasvillisuuskartoitusten tulosteet

Kasvillisuuskartoitusten tulosteita ovat paitsi kasvillisuuskartta, niin karttaan liittyvät kuvioselitykset ja erillinen kasvillisuusraportti. Kasvillisuuskarttojen kuviot on numeroitu juoksevasti ja kuviokohtaiset tiedot (kasvillisuustyyppi, lajistoa, puusto) ovat kartanselityksissä. Metsähallituksen kasvillisuuskarttoista osa on painettuja yhdistettyjä kasvillisuusmetsätaloukskarttoja ja osa on vielä luonnoksina. Tarkoitus oli laatia näistä painetut värikköiset kasvillisuuskartat, mutta sen osoittautua arvioitua kalliimmaksi ja työläemmäksi, on karttojen laatiminen viivästynyt. Viimeisimpiin kasvillisuusraportteihin on liitetty yksinkertaiset kasvillisuuskartat. Kasvillisuusraportti on sanallinen kuvaus tutkimusalueen kasvillisuuden yleispiirteistä, erikoisuuksista ja kustakin yleisimmästä kasvillisuustyyppistä. Kasvillisuuskarttojen selitykset ovat toistaiseksi manuaalisessa arkistossa metsähallituksen luonnonsuojelualuetoimistossa, jossa ne ovat tutkijoiden käytettävissä.

Kasvillisuuskarttojen digitaalinen tuottaminen on jo aloitettu sekä metsähallituksessa että Metsäntutkimuslaitoksessa. Metsähallituksen ensimmäistä tällaista karttaa laaditaan Seitsemisen kansallispuistosta. Se on samalla yhdistetty metsätalous-kasvillisuuskartta. Metsäntutkimuslaitoksessa tehdään Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kasvillisuuskarttaa.

Kasvillisuuskartoitusten ongelmia

Kasvillisuuskartoitusten suurimpia ongelmia ovat yhtenäisten menetelmien puuttuminen sekä kasvillisuuden tyyppittelyssä että kartografisessa ilmaisussa. Tätä aukkoa on yritetty paikata em. tutkimushankkeessa (Toivonen ja Leivo). Hankkeessa pyritään luomaan mm. yhtenäinen käyttökelpoinen luokittelu kaikista kasvillisuudestamme luonnonsuojelualueiden kartoituksia varten. Tällaista ei

ole aiemmin meillä tehty.

Toimiva kasvillisuuden luokittelu on ensiarvoisen tärkeä metsähallituksen ja Metsäntutkimuslaitoksen kasvillisuuskartoituksissa, sillä niiden yhteydessä ei voida tehdä tarkkoja kasvillisuuskuvaus (näytealoja). Näin ollen kasvillisuuden tyypittely perustuu pelkästään tekijän ”osaamiseen”.

Kasvillisuuden luokittelun kehittämisen ongelmia ovat mm. se, että kasvillisuuttamme on luokiteltu hyvin erilaisin perustein ja toisaalta se, että kaikesta kasvillisuudesta ei ole toimivaa luokittelua lainkaan. Tässä mielessä puutteellisesti tutkittuja ovat esimerkiksi kalliot, metsien sukkessiovaiheet, luhdat, lähteiköt, rannat, perinne- ja kulttuurikasvillisuus.

Luokittelun kehittämättömyys on jarruttanut osaltaan kasvillisuuskarttojen kartografian kehittämistä ja suunnittelua sekä kuviotiedostojen kehittämistä ATK-pohjaisiksi tiedostoiksi.

Kirjallisuus

- Brandt, A. 1933. Hiisjärven luonnonpuiston kasvillisuudesta. Referat: Über die vegetation des Naturparks von Hiisjärvi. *Silva Fennica* 32:1—108.
- Heikkinen, P. 1982a. Pyhä-Häkin kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 13. 20 s, 1 liite.
- 1982b. Isojärven kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 14. 13 s, 9 liitettä.
- Heikkilä, R. 1986. Kauhanevan—Pohjankankaan kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 75. 52 s, 6 liitettä.
- Jalas, J. 1953. Rokua. Suunnittelun kansallispuiston kasvillisuus ja kasvisto. Referat: Vegetation und Flora des geplanten Nationalparks von Rokua in Mittelfinnland. *Silva Fennica* 81:1—97.
- Kaikkonen, K. & Liedenpohja—Ruuhijärvi, M. 1987. Paljakan luonnonpuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 79. 85 s, 7 liitettä.
- Kukko-oja, K., Hanhela, P., Laitinen, J. & Kuoppamäki, T. 1985. Kuusamon Kitkanniemen kasvipeitteen inventointi. In: *Kitkanniemitoimikunnan mietintö*. (Kitkanniemikomissionen betänkande). *Komiteamietintö 1985:53*. p. 49—106.
- Leinonen, S. 1985. Paltamon Itkonpuron soidensuojelualue. Alueen luonnon inventointi sekä käyttö- ja hoitosuosituksia. Oulun yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 26. 80 s.
- Leivo, A. 1981. Hiidenportin kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 12. 23 s, 4 liitettä.
- & Liedenpohja, M. 1984. Seitsemisen kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 56. 38 s, 4 liitettä.
- & Nironen, M. 1987. Kasvillisuus ja kasvisto. In: Heikkilä, T., Leivo, A., Nironen, M., Virolainen, E., & Väisänen, R. *Pernajan Hudön saarten luonto*. (Naturen i Hudöskärgården i Pernå). *Ympäristöministeriö. Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto*. Sarja A, 66:12—32.
- & Rajasärkkä, A. 1987. Suojeltujen soiden luontotarkastukset. Summary: Nature inventories on protected peatlands in Finland. *Suo* 38:93—87.
- , Rajasärkkä, A. & Toivonen, H. 1984. Patvinsuon kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 57. 75 s, 4 liitettä.
- Liedenpohja, M. 1985a. Vehoniemenharjun luonnonsuojelualan kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 63. 31 s, 6 liitettä.
- 1985b. Pulkkilanharjun luonnonsuojelualan kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 64. 22 s, 6 liitettä.
- & Luttinen, R. 1984. Salamajärven kansallispuiston ja Salamanperän luonnonpuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 59. 47 s, 5 liitettä.
- Luttinen, R. 1985. Liesjärven kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 62. 59 s, 6 liitettä.
- Luonnonsuojelututkimuksen kehittäminen. 1988. *Ympäristöministeriö. Ympäristönsuojeluosasto*. Sarja C, 34. 105 s, 1 liite.
- Rajasärkkä, A. 1988. Pomarkun Isonevan soidensuojelualan kasvillisuus. *Metsähallitus SU4*, 65. 49 s, 7 liitettä.
- Suominen, J. & Varkki, A. 1984. Lauhanvuoren kasvisto. Summary: Vascular plant flora of Lauhanvuori hill, W Finland. *Silva Fennica* 18:33—69.
- Söyrinki, N. & Saari, V. 1980. Die Flora im Nationalpark Oulanka, Nord-Finnland. *Acta Botanica Fennica* 114. 150 s.
- , Salmela, R. & Suvanto, J. 1977. Oulangan kansallispuiston metsä- ja suokasvillisuus. Summary: The forest and mire vegetation of the Oulanka national park, northern Finland. *Acta Forestalia Fennica* 154. 150 s.

Total of 22 references

SUMMARY

Vegetation inventories on nature protection areas in Finland

Vegetation inventories on nature protection areas have been carried out by individual investigators as part of their own noncommissioned research undertakings, and particularly by officials responsible for the management of these protection areas. When planning new protection areas or the enlargement of old ones relatively general

vegetation inventories are made to estimate the conservation values of these areas. Detailed information is needed, however, in the planning of management and use, as well as in guidance. This type of data is obtained by vegetation mapping. Vegetation types are determined in the field and the limits of each are drawn on the map

in a sufficiently large scale. The result is a detailed vegetation map.

Vegetation mapping of state owned nature protection areas is primarily executed by officials in charge of management of the areas, namely the Forest Research Institute and National Board of Forestry. Vegetation mapping of nature protection areas on private land is just beginning.

A number of different methods have been used for vegetation mappings. Traditionally only vegetation type and rare or endangered plant species are determined for each vegetation pattern. Today effort is increasingly

made to consider also the tree stand, if there is any. To determine the succession stage of a forest, for example, information is needed on ratios of tree species, crown classes and developmental stage of the tree stand.

The biggest problem in vegetation mapping is the lack of a uniform vegetation classification. Some vegetation types lack useful classifications for mapping altogether. The underdevelopment of methods has partly slowed down development of vegetation map cartography and creation of computerized data sets. A uniform vegetation classification is now being prepared.

MAAPERÄGEOLOGISESTA KARTOITUKSESTA JA TUTKIMUKSESTA URHO KEKKOSEN KANSALLISPUISTON ALUEELLA

Peter Johansson ja Kalevi Mäkinen

Johdanto

Geologian tutkimuskeskus on kauppa- ja teollisuusministeriön alainen keskusvirasto, jonka tehtävänä on suorittaa maa- ja kallioperän raaka-ainevarojen tutkimusta ja etsintää ottaen erityisesti huomioon kaivannais-teollisuuden ja muun elinkeinoelämän sekä ympäristöhuollon edistämisen. Geologian tutkimuskeskusta on totuttu yleisön taholta pitämään lähes yksinomaan malminetsintää suorittavana laitoksena. Tutkimuskeskuksen suurin osasto on maaperäosasto, jonka tehtävänä on suorittaa maaperän kartoitusta ja tutkimusta. Osastolla toimii maaperäkartoitusryhmän lisäksi tutkimusryhmät pohjavesi-, turve-, maa-aines- sekä merigeologisia tutkimuksia varten sekä mikrofossiili- ja radiohiililaboratoriot.

Maaperän yleiskartoitusta mittakaavassa 1:400 000 on suoritettu Etelä-Suomessa jo viime vuosisadan lopulta lähtien. Pohjois-Suomessa se alkoi vuonna 1960 ja työ saatiin päätökseen vuonna 1986.

Maaperän kartoitus Pohjois-Suomessa

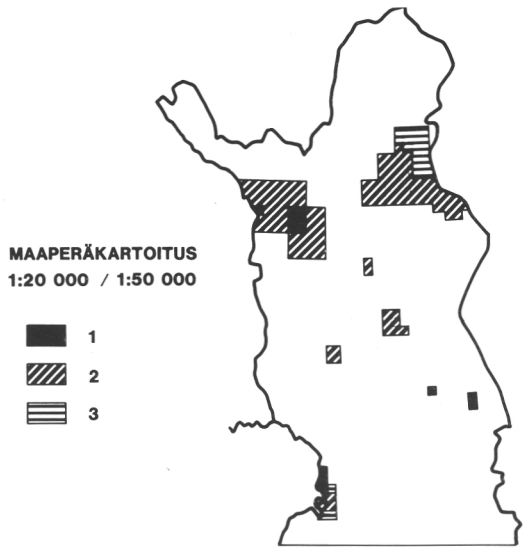
1:400 000 mittakaavainen maaperäkartta peittää nyt koko Pohjois-Suomen aina Oulu—Suomussalmi -linjalle asti. 1:100 000 mittakaavaista maaperäkarttaa on julkaistu pääasiassa Etelä-Suomesta. Pohjois-Suomesta on julkaistu kaksi lehteä (Rovaniemi ja Vuotso). Geologian tutkimuskeskuksen, Maatalouden tutkimuskeskuksen ja Maanmittaushallituksen yhteistyönä aloitettiin 1970-luvun alkupuolella maaperän peruskartoitus mittakaavaan 1:20 000 Koetöiden perusteella päädyttiin tuottamaan sekä 1:20 000 että 1:50 000 mittakaavaista karttaa. Alueellisesti Suomi on jaettu siten, että Etelä- ja Keski-Suomi sekä Etelä-Lappi on tarkoitettu kartoittamaan mittakaavassa 1:20 000, Keski- ja Pohjois-Lappi mittakaavassa 1:50 000 (Haavisto 1983).

Tällä hetkellä Pohjois-Suomessa on valmistunut yhdeksän 1:20 000 maaperäkarttalehteä mm. Oulun ympäristöstä sekä Muonion, Kuusamon ja Posion kirkonkylästä. Niissä pohjakarttana on 1:20 000 mittakaava-

vainen peruskartta, jossa maaperätiedot on esitetty violetilla värillä päällepainamana. 1:50 000 mittakaavaista maaperäkarttaa on ilmestynyt tähän mennessä vasta yksi karttalehti Kittilän Sirkasta (Mäkinen ym. 1988). Se on kartoitettu maaperäosaston oman henkilökunnan toimesta. Siinä pohjakarttana on 1:50 000 mittakaavainen yksivärinen topografikartta, jossa maalajit on kuvattu eri väreillä. Muu maaperägeologinen tieto on kuvattu symbolein ja tekstein. Parhaillaan on käynnissä kysely, jolla pyritään selvittämään 1:50 000 mittakaavaisen kartan käyttäjien toiveita uudesta karttatyypestä. Vastausten perusteella pyritään tekemään vielä tarpeellisia muutoksia, jonka jälkeen tullaan julkaisemaan mahdollisimman nopeasti seuraavat 18 karttalehteä, joilta maastotyöt on jo tehty (kuva 1).

Tämän vuoden lopussa valmistuvat maastotyöt myös Urho Kekkosen kansallispuiston alueelta. Tulevaisuudessa painettavien 1:50 000 mittakaavaisten karttalehtien lisäksi on suunniteltu painaa myös koko kansallispuistoalueen kattava 1:100 000 mittakaavainen karttalehti selityksineen. Sen ensisijainen tarkoitus on tuoda esille kansallispuiston geologiaa ja geomorfologiaa retkeilijän ja luonnossa liikkujan toiveita ajatellen.

Maalajikuvien, maaperämuodostumien sekä maaperän kerrosrakenteen esittäminen maaperäkartalla tapahtuu sovittujen kuvausohjeiden mukaisesti. Maalajikuvion vähimmäiskoko on 1:50 000 mittakaavaisessa kartassa 2 hehtaaria. Maalajien kartoitusvyvyys on yksi metri. Jos maanpinnalla on 0,4–0,9 m paksuinen pintamaakerros, joka eroaa alla olevasta pohjamaalajista, esitetään molemmat kerrokset ns. kaksoismaalajikuvausta käyttäen. Jos pintakerros on ohuempi, se kuvataan peittävänä kerroksena. Kallioalueet kuvataan omalla tunnuksella riippumatta siitä, onko se paljastuma tai peittääkö sitä alle metrin paksuinen moreenikerros. Yli metrin syvyydestä saatuja maaperätietoja voidaan kuvata pistekohtaisesti mm. kairaus- tai luotaustuloksina. Maaperägeologisille muodostumille, kuten dyneille, muinaisrannoille, jäätikön sulamisvesiuomille (kuva 2) sekä hydrogeologisille tiedoille on omat symbolit.



Kuva 1. Maaperäkartoitustilanne 1:20 000/1:50 000 Pohjois-Suomessa. (1 = painettu, 2 = kartoitettu, 3 = kartoitetaan v. 1988).

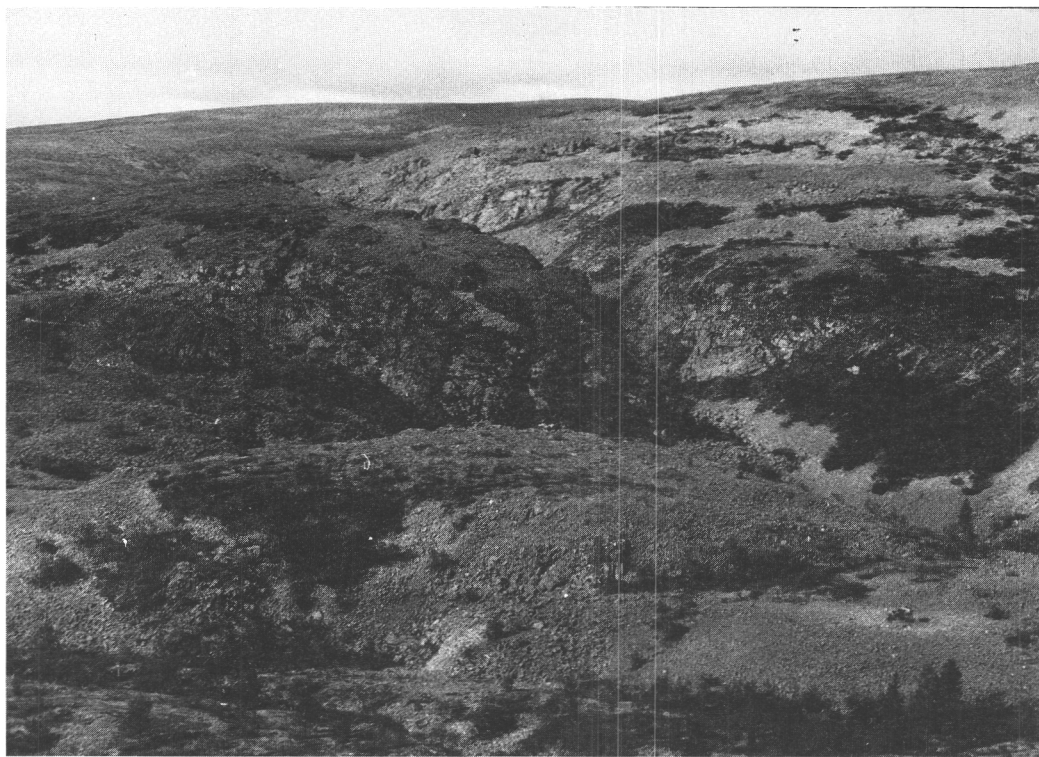
Fig. 1. The situation of quaternary geological mapping (1:20 000/1:50 000) in northern Finland. (1 = printed, 2 = surveyed, 3 = being surveyed during 1988).

Urho Kekkosen kansallispuisto

Urho Kekkosen kansallispuiston alueella on maaperää kartoitettu viimeisen neljän vuoden aikana. Maaperäkartoitus perustuu siellä kuten muuallakin Pohjois-Suomessa ilmakuviin tulkintaan. Ilmakuvista saatavan informaation avulla kohdistetaan maastotarkastukset ja jatkotutkimukset maaperägeologisesti mielenkiintoisille tai ongelmallisille alueille.

Ilmakuvien tulkinnaissa käytetään apuna peilistereoskooppia, jonka avulla on mahdollista saada maastosta kolmiulotteinen kuva. Ilmakuvien stereoskooppisessa tarkastelussa korkeussuhteet tulevat näkyviin todellisuutta suurempina, joka auttaa kohteiden tunnistamista ja tulkintaa. Urho Kekkosen kansallispuiston maaperäkartoituksessa ilmakuviin tulkinnaissa käytetään mustavalkoisia ilmakuvia, joiden mittakaava on 1:31000.

Mustavalkokuvien maaperägeologinen tulkinta on ennenkaikkea muotojen tulkintaa. Kvalta voidaan erottaa pitkänomaisia selänteitä, harjuja, pienistä kummuista ja selän-teistä koostuvia kumpumoreenialueita, jäätikön liikesuuntaan kerrostuneita moreeniselänteitä, verkkomaisen kuvion muodostavia suoalueita sekä kallioalueita, joissa näkyy ki-



Kuva 2. Saariselän tunturialueille ovat tyypillisiä mannerjään sulamisvesien kallioon uurtamat kurut ja uomat.
Fig. 2. Cols and channels with rock scarred by the meltwaters of Ice Age glaciers are typical of the Saariselkä mountain region.

vilajin rakoilun ja liuskeisuuden aiheuttamaa rakennetta. Lisäksi geologisten muotojen koko, asema ja tummuusaste musta-harmaa-vaalkoinen asteikolla kertovat niiden ominaisuuksista. Hyvin vettä läpäisevät maalajit, kuten sora ja hiekka kuvastuvat tavallisesti vaaleina, vettä pidättävät maalajit, kuten hiesu, savi ja moreeni näkyvät tummempina. Sävyerot johtuvat pääasiassa kasvillisuuseroista.

Osasta kansallispuistoaluetta on ollut käytössä myös infrapuna- eli väärävärikuvia. Väärävärikuviissa on filmin siniherkän kerroksen asemassa infrapunaherkkä kerros. Väärävärikuviissa luonnon vihreä kuvautuu punaisena, ja yleensäkin värit esiintyvät komplementtiväreinä. Väärävärikuviin etuna on ennenkaikkea se, että maaston kosteuserot muodostavat hyviä värikontrasteja. Samoin kosteuseroista johtuva kasvillisuuden vihreän sävyissä ihmissilmälle näkymätön ”mehevyys” erottuu selvästi väärävärikuviilta. Tällä on taas epäsuoraa merkitystä maalajien määrittämisessä, sillä eri kasvillisuustyyppit kuvastavat selvästi maalajia ja sen veden-

pidätyskykyä. Myös sinisen eri sävyinä näkyvä ehjä kallio, rikkonainen kallio ja täysin rikkonaisesta kiviaineksestä koostuva rakka erottuvat hyvin väärävärikuviilta.

Ilmakuvilta tulkittu maaperäkarttaluonnos täydennetään ja tarkistetaan maastokäyntein. Alueen geologinen monimuotoisuus ja tulkinnan tarkkuus ratkaisevat maastotarkastuksen ja lisätutkimusten määrän. Kansallispuiston alueella näytteenotto pyritään tekemään varovaisesti, alueen luontoa säästään. Yleisin menetelmä on tärykairaus, jolla tunkeudutaan maalajista riippuen 1–5 metrin syvyyteen. Kairauskaluston kuljetukseen käytetään moottorikelkkaa. Muilla kartoitusalueilla yleistä raskasta näytteenottokairausa, kaivinkonemontutusta sekä seismistä luotausta ei kansallispuistossa ole käytetty.

Tärykairauksen lisäksi on käytetty maatutkaa, jolla saadaan tietoja maaperän kerrosjärjestyksestä. Maahan lähetetään radioaaltoja, jotka heijastavat maaperäkerrostumien rajapinnoista. Maatutkalla mitataan aika, jonka radioaalto tarvitsee kulkeakseen maakerroksen läpi. Nopeus on riippuvainen

maa-aineksen dielektrisyydestä, joka puolestaan riippuu mm. vesipitoisuudesta. Luonnonsuojelualueilla tutkalaitteistoa vedetään moottorikelkalla yli tutkittavien maaperäkerrostumien. Tuloksena saadaan jatkuvaa tutkaprofiilia, jossa näkyy tutkittavan maaperän kerrosjärjestys.

Maatutka soveltuu hyvin soiden turvekerrostumien syvyyden, pohjavedenpinnan ja kalliopinnan syvyyden määrittämiseen. Samoin maaperäkartoituksessa usein esille tulevan moreenin sekä lajittuneen aineksen, kuten soran ja hiekan erottamisessa ja kerrosraksuuksien määrittämisessä maatutka on käyttökelpoinen (Lappalainen ym. 1984). Luonnonsuojelualueilla maatutkan etuna on myös se, että se mittaa vain maaperän fyysikaalisia ominaisuuksia eikä näinollen riko maanpintaa.

Maaperätiedot on piirretty tähän saakka perinteisesti käsin ja julkaistu karttana. Viime aikoina on ilmennyt tarvetta myös geologisen tiedon tuottamiseen numeerisessa muodossa tietokoneiden avulla. Maaperäkartoituksessa ollaan siirtymässä parhaillaan karttojen digitointiin eli geologisten tietojen tallentamiseen tietokoneen muistiin. Tutkimuskeskus on hankkinut käyttöönsä Maanmittaushallituksen kehittämän FINGIS-ohjelmiston (Finnish Geographic Information System).

Ilmakuvilta tulkitut ja maastossa tarkastetut maalajikuvioiden rajat ja kaikki muut maaperägeologiset tiedot tallennetaan tietokoneen muistiin yhden 1:20 000-karttalehden suuruisina alueina. Tietojen tallennus tapahtuu digitoimalla maaperägeologiset tiedot käsinpiirretyiltä kartoilta graafisella työasemalla, joka käsittää digitointipöydän ja graafisen päätteen. Työskentelyn aikana tietokoneen muistissa olevaa aineistoa voidaan korjailta, kohteita lisätä, poistaa tai muuttaa niiden sijaintia. Kaikki muutokset tehdään reaaliajassa ja käyttäjä näkee tekemänsä korjaukset heti näyttöpäätteen kuvaputkella. Tiedot talletetaan tietokoneen muistiin joko yksittäisinä pisteinä tai pisteinä, jotka muodostavat viivoja tai sulkeutuvista viivoista muodostuvia alueita. Fingis-ohjelman avulla tiedoista on mahdollista laskea mm. kuvioiden pinta-alat, kohteiden suuruudet, lukumäärät ja etäisyydet.

Maaperägeologiset tiedot, kuten rajaviivat, värikoodit, vesialueet, geologiset symbolit, otsaketiedot ja niin edelleen on talletettu tietokoneen muistiin kymmenelle eri tasolle,

joita voidaan tulostusvaiheessa yhdistellä kulloinkin halutulla tavalla. Koska tallennettävien kohteiden koordinaatit tallennetaan maastometreinä, niin niiden syöttö- ja tulostusmittakaavat ovat vapaasti vaihdettavissa.

Kun yksittäiset 1:20 000-karttalehdet ovat maaperägeologisen tiedon osalta valmiit, niin ne yhdistetään 1:50 000-karttalehdeksi ja toimitetaan joko linjasiirtona tai kasetilla maanmittaushallituksen Karttapainoon, jossa aineistosta tehdään tietokoneella filmit. Oikoluvun jälkeen kartta ja sen kääntöpuolella oleva selitysteksti painetaan.

Maaperäkartojen käyttö

Kysymykseen, ketkä maaperäkartoja tarvitsevat ja ketkä niitä jo käyttävät, on tarjottava useitakin vastauksia. Kun esimerkiksi alueena on Urho Kekkosen kansallispuisto, missä ihmisen toiminta on rajoitettua, on ympäristönsuojelu ja luonnonsuojelu yksi tärkeä käyttäjä retkeilyn ja matkailun ohella. Maaperän tuntemisen merkitys ympäristönsuojelun kannalta on siinä, että kaikki jätteet, myös ilmakehään joutuneet saasteet kerääntyvät maahan tai vesiin. Maalajista ja sen fyysikaalisista ominaisuuksista riippuu, miten paljon ja miten kauan maaperä pidättää saasteita, esimerkiksi raskasmetalleja. Sama maaperän pintakerros muodostaa kasvillisuuden, uusiutuvien luonnonvarojen, kasvu-alueen, josta riippuu kasvien kasvun olosuhteet. Laajemmassa mitassa myös maiseamme ulkonäkö perustuu geologiaan ja maanpinnan muotoihin. Maaperätietoja tarvitaan myös alkuperäisen luonnon kuten harjujen ja soiden suojeluun. Kansallispuistojen ulkopuolisilla alueilla osa harjuista joudutaan tulevaisuudessa käyttämään soran- ja hiekanottoon samoin kuin osa soista otetaan turvetuotantoon.

Maaperäkartojen käyttäjäkunta kasvaa, kun siirrytään alueille, jossa on ihmisen toimintaa. Maa- ja metsätalous, maankäytön suunnittelu ja rakennustoiminta, maalajien tekninen käyttö, yhdyskuntien vesihuolto, matkailu ja malminetsintä tarvitsevat tietoja maaperästä ja sen ominaisuuksista. Näiden tietojen esittäminen on usein havainnollisinta maaperäkartan muodossa.

Kirjallisuus

Haavisto, M. (toim.) 1983. Maaperäkartan käyttöopas 1:20 000. 1:50 000. Geologinen tutkimuslaitos. Opas 10. Espoo.

Lappalainen, E., Hänninen, Pauli, Hänninen, Pekka, Koponen, L., Leino, J., Rainio, H. & Sutinen R. 1984. Geofysikaalisten mittausmenetelmien soveltu-

vuus maaperätutkimuksiin. Geologian tutkimuskeskus. Maaperäosasto. Raportti P 13.4/84/157. Kuopio.

Mäkinen, K., Porola, P., Sutinen, R., Maunu, M. & Väisänen, U. 1987. Maaperäkarta 1:50 000. Lehti 2741 2 Sirkka. Geologian tutkimuskeskus.

Total of 3 references

SUMMARY

The mapping and the research of the quaternary geological deposits in the region of the Urho Kekkonen National Park

Since 1981 the Geological Survey of Finland has carried out mapping of the quaternary deposits on a scale of 1:50 000 in northern Finland. During the years 1985 to 1988 mapping has been carried out in the region of the Urho Kekkonen National Park. On the quaternary geological map different quaternary deposits are presented in colour. Other quaternary geological information is represented by symbols and text. The 1:50 000 topographical map is used as the base map.

The surveying work is based on the stereoscopic interpretation of monochrome and infrared aerial photographs, in which the boundaries of different quaternary deposits and formations are ascertained. The interpretation is completed on the ground by performing checks. In winter time specimens are collected with a portable percussion drill and sounding is carried out with impulse radar equipment. By these means information can be gathered about quaternary stratigraphy and the thickness of the loose deposits. The boundaries of quaternary deposits and other geological information to be featured on the map are stored in the database using the FINGIS software system developed by the National Board of Survey. Sets of data required from the database can be obtained in hard copy, for

instance, in the form of automatically plotted quaternary geological maps. Furthermore the system makes it possible, for example, to quantify the surface area of soil-type shapes and to calculate numbers of objects and their relative distance from each other. The digitized map sheets are delivered to the National Board of Survey, where the printing of the maps takes place.

Quaternary geological maps are needed, e.g. for environmental protection, agriculture, forestry, mineral ore prospecting, construction in urban areas, land-use planning, water supply to communities etc. In the Urho Kekkonen National Park the maps are used primarily for environmental protection, nature conservation and tourism. For this reason quaternary geological material obtained from the area should be presented in various forms of publication and report. For each individual purpose a quaternary geological map of the National Park printed to a scale of 1:100 000 is produced on a single map sheet which includes interpretation of the map. The region's geological and geomorphological characteristics and also its natural history development subsequent to the Ice Age should be taken into account on the map, bearing in mind the expectation of the hiker and anyone who walks in the wilderness.

MALLAN LUONNONPUISTON LINNUSTOLLISESTA ARVOSTA

Antero Järvinen ja Ari Rajasärkkä

Johdanto

Luonnon- ja kansallispuistojen linnustosta on olemassa niukasti tutkimustietoa. Tässä mielessä nämä puistot ovat tehottomasti käytettyjä. Viime vuosina ovat toki viranomaiset ja lintutieteelliset yhdistykset tehneet erilaisia linnustoselvityksiä monilla suojelualueilla, mutta pitkäaikaisia, vuodesta toiseen jatkuvia seurantoja on tehty vain tutkimuslaitosten ja -asemien läheisyydessä sijaitsevilla suojelualueilla.

Enontekiön Käsivarressa, kolmen valtakunnan rajan tuntumassa sijaitseva Mallan luonnonpuisto on maamme vanhin suojelualue (perustettu 1916). Se on ollut Helsingin yliopiston Kilpisjärven biologisen aseman tärkeimpiä tutkimusalueita aseman perustamisvuodesta 1964 lähtien. Tässä tarkastelemme luonnonpuiston pesivän maalinnuston parimääräarvioita kahdeksan kesän aikana tehtyjen linjalaskentojen kuvaamana ja käsittelemme puiston linnustollista arvoa. Yksittäisiä lintuhavaintoja lukuunottamatta Mallan luonnonpuistosta ei ole julkaistu perusteellista linnustoselvitystä. Ainoa kattavampi tutkimus on Järvisen ja Pietiäisen (1982) kahden vuoden laskenta-aineistoon perustuva tutkimus.

Tutkimusalue ja menetelmät

Mallan luonnonpuisto (30 km²) jakautuu selvärajaisesti kahteen pääbiotooppiin, tunturikoivikkoon (n. 52 % puiston pinta-alasta) ja tunturipaljakkaan (45 %; Järvinen ja Pietiäinen 1982). Molemmissa biotoopeissa suoritettiin pesimälinnuston laskenta ns. linja-arviointimenetelmällä vuosina 1979—1986 (menetelmän yksityiskohdat ks. O. Järvinen ja Väisänen 1974, 1983). Linnuston tiheyden arvioinnissa tarvittavina kuuluvuuskerroimina käytimme pääsääntöisesti Mallan aineistosta laskemiamme kertoimia. Laskennat suoritettiin kesäkuussa pesimäkauden alussa klo 04—08. Aamua kohden laskettiin 4—5 km linjaa.

Mallan tunturikoivikot (korkeus merenpinnasta 475—600 m) ovat kalkkipitoisen maaperän vuoksi melko reheviä. Koivikkolinjoille osui joitakin pieniä suo-

laikkuja, joiden linnustoa ei ole eroteltu varsinaisen koivikon linnustosta. Paljakan linjat osuivat valtaosin ns. ala-alpiiniseen nummivyöhykkeeseen (600—800 m mpy), mutta pulmusten, kivitaskujen ja kiirunoiden laskemiseksi linjat ulotettiin Iso-Mallan lakiosien rakkavikkoihin. Vuosittain laskettujen linjojen pituudet ovat taulukossa 1.

Linjalaskennassa taltioidaan lintuhavainnot 50 m leveältä pääsaralta ja sen ulkopuoliselta apusaralta. Yhdessä nämä muodostavat ns. tutkimussaran, jonka havainnot ovat tutkimuksemme perustana. Linjalaskentamenetelmällä ei saada selville linnuston absoluuttisia tiheyksiä, vaan parimäärät ovat useimmissa tapauksissa aliarvioita (linja-laskennan tehokkuus on tunturikoivikoissa melko korkea, n. 70—80 %; O. Järvinen ym. 1978). Eri biotooppien ja vuosien välisten erojen tutkimiseksi sekä luonnonuojellisiin tarkoituksiin linjalaskentamenetelmällä saadut tiheysindeksit ovat kuitenkin soveliaita. Saadaksemme käsityksen puiston "todellisista" parimääristä olemme kertoneet linjalaskentojen antaman parimäärän luvuilla 1—2 (taulukko 2).

Laskentajaksoon osui hyvin erilaisia pesimäkausia (taulukko 1): kesäkuut 1981 ja 1982 olivat kylmiä, kesäkuut 1980 ja 1986 lämpimiä ja kesäkuut 1979, 1983, 1984 ja 1985 kutakuinkin "normaaleja".

Taulukko 1. Vuosittaisten laskentalinjojen pituudet Mallan luonnonpuiston tunturikoivikossa ja tunturipaljakalla sekä kesäkuun keskilämpötila Kilpisjärvellä 1979—1986.

Table 1. The length of annual census lines in the Malla nature reserve and the mean temperature (°C) in June in the same area in 1979—1986.

Vuosi Year	Koivikko Birch forest, km	Paljakkaja Alpine zone, km	Kesäkuun keskilämpötila Mean temperature, June
1979	15,9	10,5	8,4
1980	15,5	12,5	10,1
1981	12,3	11,7	4,3
1982	17,0	17,9	3,6
1983	9,5	15,5	6,6
1984	10,0	14,0	8,0
1985	9,9	14,1	6,8
1986	9,4	14,6	9,5
Yht.			
Total	99,5	110,9	

Taulukko 2. Maalintujen keskimääräiset ”todelliset” parimäärät Mallan luonnonpuistossa 1979—1986. ”Todellisia” parimääriä arvioitaessa on käytetty linjalaskentojen tutkimussarkahavaintoja sekä A. Rajasärkän, M. Vickholmin ja E. Virolaisen (julkaisematon) eri lajeille arvioimia korjauskertoimia (välillä 1—2, suluisa).

Table 2. Mean numbers of breeding land birds (pairs/km²) in the Malla nature reserve in 1979–86. The numbers are based on line-transect censuses (survey belt data) which have been corrected by multiplying the values for individual species by a correction factor (between 1 and 2, in parentheses; A. Rajasärkkä, M. Vickholm & E. Virolainen, unpubl.).

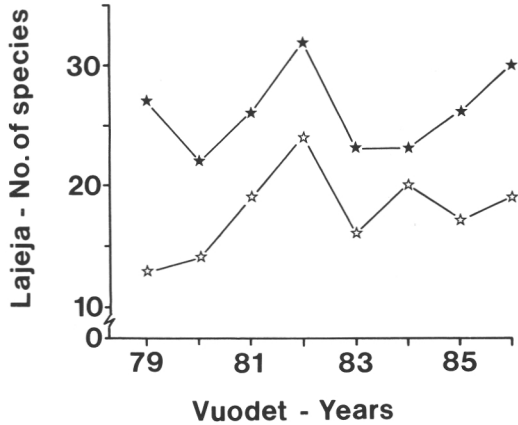
Laji Species	Pesiviä pareja — Breeding pairs		
	Koivikko Birch forest	Paljakkajämsä Alpine zone	Yht. Total
Piekana, <i>Buteo lagopus</i> (1)	2	3	5
Ampuhaukka, <i>Falco columbarius</i> (1)	5	1	6
Riekko, <i>Lagopus lagopus</i> (1,5)	154	11	165
Kiiruna, <i>Lagopus mutus</i> (1,5)	9	43	52
Keräkurmitsa, <i>Charadrius morinellus</i> (1)	0	7	7
Kapustarinta, <i>Charadrius apricarius</i> (1)	2	19	21
Taivaanvuohi, <i>Gallinago gallinago</i> (2)	12	0	12
Punajalkaviklo, <i>Tringa totanus</i> (1)	4	3	7
Rantasipi, <i>Tringa hypoleucos</i> (1)	16	0	16
Tunturikihi, <i>Stercorarius longicaudus</i> (1)	1	1	2
Räystäspääsky, <i>Delichon urbica</i> (1)	3	2	5
Niittykirvinen, <i>Anthus pratensis</i> (1,5)	195	365	558
Keltävästäräkki, <i>Motacilla flava</i> (1,5)	48	0	48
Västäräkki, <i>Motacilla alba</i> (1,5)	2	3	5
Rautiainen, <i>Prunella modularis</i> (1,6)	40	2	42
Sinirinta, <i>Luscinia svecica</i> (1,6)	280	75	355
Leppälintu, <i>Phoenicurus phoenicurus</i> (1,6)	41	2	43
Kivitasku, <i>Oenanthe oenanthe</i> (1,5)	6	170	176
Sepelrastas, <i>Turdus torquatus</i> (1)	5	4	9
Räkättirastas, <i>Turdus pilaris</i> (1,5)	68	5	73
Laulurastas, <i>Turdus philomelos</i> (1,6)	3	0	3
Punakylkirastas, <i>Turdus iliacus</i> (1,5)	134	15	149
Pajulintu, <i>Phylloscopus trochilus</i> (1,6)	540	15	555
Kirjosieppo, <i>Ficedula hypoleuca</i> (1,5)	15	0	15
Hömötiainen, <i>Parus montanus</i> (1,7)	17	0	17
Lapintiainen, <i>Parus cinctus</i> (1,7)	4	0	4
Varis, <i>Corvus corone</i> (1)	8	3	11
Korppi, <i>Corvus corax</i> (1)	2	2	4
Järripeippo, <i>Fringilla montifringilla</i> (1,5)	465	11	476
Uрпиainen, <i>Carduelis flammea</i> (1,6)	460	90	550
Lapinsirkku, <i>Calcarius lapponicus</i> (1,6)	2	10	12
Pulmunen, <i>Plectrophenax nivalis</i> (1,5)	0	68	68
Pajusirkku, <i>Emberiza schoeniclus</i> (1,6)	115	2	117
Muut 16 lajia — Other 16 species	36	3	39
Yhteensä — Total	2694	933	3627
Paria/km ² maata			
Pairs/km ² of land	174	71	127

Tulokset

Tunturikoivikon ja tunturipaljakan yleisimpien maalintulajien tiheysarviot on esitetty taulukossa 2. Laskennoissa tavattiin yhteensä 49 eri lajia, joista kuitenkin vain 21 lajia (43 %) oli alueella joka vuosi. Puiston runsaslukuisimman lintulajin kunniasta kilpailivat tasaväkisesti niittykirvinen, pajulintu ja urpiainen (keskimäärin n. 550 paria vuosittain). Näistä niittykirvinen oli tasaisemmin

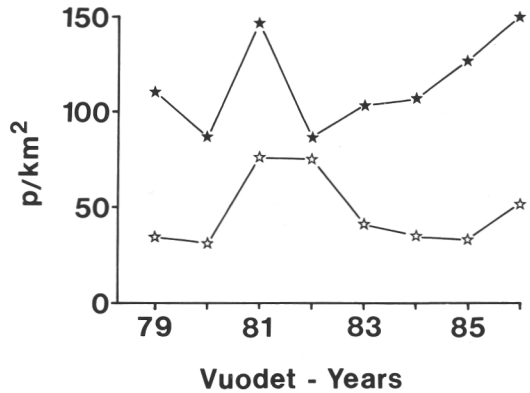
jakautunut eri biotoopeille kuin mainitut kaksi muuta lajia. Yli sadan pesimäparin ylittivät lisäksi seuraavat kuusi lajia: riekko, sinirinta, kivitasku, punakylkirastas, järripeippo ja pajusirkku.

Yhteensä puiston alueella pesi keskimäärin n. 3500 maalintuparia, joista n. 3/4 tunturikoivikossa (taulukko 2). Sekä laji- että parimäärä vaihteli kuitenkin kovasti vuosittain. Koivikossa huonoimman vuoden lajimäärä oli 69 % parhaimman vuoden lajimäärästä ja



Kuva 1. Linjalaskennoissa havaitun maalintujen lajimäärän vuosittainen vaihtelu Mallan luonnonpuiston tunturikoivikoissa (mustat tähdet) ja tunturipaljakalla (valkoiset tähdet) 1979–1986.

Fig. 1. Annual variation in the number of breeding land bird species observed in the line transect censuses in the Malla nature reserve in 1979–1986. Figures for the mountain birch forest (black stars) and the alpine zone (white stars) are shown separately.



Kuva 2. Linjalaskennoissa havaitun maalintujen parimäärän/km² vuosittainen vaihtelu Mallan luonnonpuiston tunturikoivikoissa (mustat tähdet) ja tunturipaljakalla (valkoiset tähdet) 1979–1986.

Fig. 2. Annual variation in the density (pairs/km²) of breeding land birds in the Malla nature reserve in 1979–1986 according to line-transect censuses. Figures for the mountain birch forest (black stars) and the alpine zone (white stars) are shown separately.

huonoimman vuoden parimäärä 57 % parhaimman vuoden parimäärästä. Paljakalla vastaavat prosenttiluvut olivat 54 ja 40 (kuvat 1 ja 2).

Tarkastelu

Taulukosta 2 saa käsityksen eri maalintulajien runsaussuhteista Mallan luonnonpuistossa. Eteläisiin alueisiin verrattuna lajisto on melko niukka ja suurin osa lajeista on vähälukuisia. Kymmenen runsaslukuisinta lajia muodostaa peräti n. 90 % koko puiston parimäärästä. Mainittakoon, että koko käsivaren alueella pesii n. 90 lajia (Henttonen ja Järvinen 1980).

Paljakalla sekä linnuston lajimäärä että tiheys ovat selvästi pienemmät kuin koivikossa: niittykirivistä ja kivitaskua lukuunottamatta linnut ovat vähissä. Tunturi-Lapin alueeksi Mallan luonnonpuiston linnusto ei ole kuitenkaan köyhä, sillä puiston tunturikoivikot ovat poikkeuksellisen reheviä ja otollisia lintumaita. Mallan suolaikkujen pirstomissa koivikoissa esim. sinirinnan ja rautiaisen tiheys on suurempi kuin etelämpänä Käsivarressa.

Mallan luonnonpuisto on pienikokoinen näyte maamme arktisimman osan luontoa. Puiston linnustollista arvoa kohottavat eräät siellä pesivät harvinaiset lajit sekä varsin runsaat kanalintukannat. Mallalla pesii vuosittain liki kymmenen paria sepelrastaita eli n. 20 % koko Suomen pesivästä sepelrastaspopulaatiosta (Järvinen 1983). Koska Saana ja eräät muut sepelrastaalle kelpaavat Käsivaren suurtunturit ovat retkeilijöiden häirinnälle alttiita, Mallan kesäaikaiselta liikkumiselta rauhoitetut tunturit ovat lajin menestymisen kannalta tärkeä suojelukohde. Utsjoen Kevon ja Posion Korouoman ohella Mallalla pesii pieni räystäspääsky-yhdyskunta luonnonvaraisella paikallaan kalliopahdassa (Lind 1906). Mallan harvinaisista vesilinnuista mainittakoon kaakkuri, alli, lapasotka ja mustalintu.

Mallan luonnonpuistossa pesii arviolta yli 150 riekkoparia (300 yksilöä) ja n. 50 kiirunaparia (taulukko 2). Molemmat lajit muniivat kymmenkunta munaa/pari, jotka metsästyskauden alkuun mennessä tuottanevat viitisen hengissä olevaa poikasta. Syksyllä puistossa olisi tuhatkunta riekkoa ja muutama sata kiirunaa. Puiston alueella ei saa metsästä, mutta suurin osa puiston alueella syntyneistä poikaslinnuista ja osa aikuisistakin siirtyy loppukesällä puiston ulkopuolelle.

Mallan luonnonpuistolla ja suojelualueilla yleensäkin on siis tärkeä tehtävä riistalintujen suojaisina lisääntymisalueina.

Pienuutensa vuoksi Mallan luonnonpuisto ei täytä kaikkien tunturilintujen tarpeita. Harvinaisten ja uhanalaisten lajien, kuten tunturihaukan, tunturipöllön, tunturikiurun, kiljuhanhen, merisirrin ja keräkurmitsan suojelemiseksi tarvittaisiin laaja-alainen paljakan suojelualue. Myös palsasoiden linnut puuttuvat suureksi osaksi Mallalta.

Kirjallisuus

Henttonen, H. & Järvinen, A. 1980. Katsaus Luoteis-Lapin lintu- ja nisäkäfaunaan. Summary: Birds and mammals in Northwestern Lapland. Luonnon Tutkija 84:35—38.

- Järvinen, A. 1983. Sepelrastas, *Turdus torquatus*. In: Suomen lintuatlas, Helsinki. p. 332—333.
- & Pietiäinen, H. 1982. The breeding land bird community of the Malla nature reserve, northwestern Finnish Lapland. Memoranda Societatis Fauna Flora Fennica 58:21—26.
- Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1974. Suomen pesimälinnuston linja-arviointi. Summary: Line transect studies on the breeding bird Fauna of Finland. Lintumies 9:1—6.
- & Väisänen, R.A. 1983. Correction coefficients for line transect censuses of breeding birds. Ornis Fennica 60:97—104.
- , Väisänen, R.A. & Enemar, A. 1978. Efficiency of the line transect method in mountain birch forest. Ornis Fennica 55:16—23.
- Lind, E.A. 1960. Räystäspääskyn luonnonvarainen pesiminen ja siirtyminen rakennuksiin. Suomen Luonto 19:101—108.

Total of 7 references

SUMMARY

The importance of the Malla nature reserve (northwestern Finnish Lapland) as a breeding area of birds

The breeding land birds of the Malla nature reserve (30 km²; about 69°05'N, 20°40'E) were censused for conservational and other purposes using the line transect method in 1979—1986. About 52 % of the reserve area is composed of mountain birch forests (475—600 m a.s.l.) and 45 % of open alpine habitats (600—960 m a.s.l.).

The length of the census lines and the mean temperature in June are given in Table 1. Annual variation in the number of species observed and the total number of pairs/km² are shown in Figs 1—2. The corrected densities of the most common species are given in Table 2.

The total of 49 species were observed in 1879—1986, of which 21 (43 %) every summer. The most numerous species were *Anthus pratensis*, *Phylloscopus trochilus* and *Carduelis flammea*. The 10 most numerous species

comprised about 90 % of the total number of pairs. In the birch forest the smallest total number of species/year was 69 % of the largest total number of species/year, and the lowest total density/year was 57 % of the highest total density/year. In the alpine zone the corresponding percentages were 54 and 40, respectively.

About 20 % of the small Finnish population of *Turdus torquatus* breeds within the reserve boundaries. Together with the Kevo nature reserve and the Korouoma canyon in Posio, Malla is the only refuge of the Finnish cliffnesting *Delichon urbica*. Enlargement of the reserve area would make the alpine avifauna more representative (especially rare species, e.g. *Falco rusticolus*, *Nyctea scandiaca*, *Eremophila alpestris*, *Anser erythropus*, *Calidris maritima* and *Eudromias morinellus*). Malla is also an important breeding area for game birds (*Lagopus lagopus* and *L. mutus*).

Suojelualueiden ekosysteemit ja niiden muuttuminen

VANHOJEN LUONNONMETSIEN RAKENNETYYYPIT ERÄILLÄ ETELÄBOREAALISILLA LUONNONSUOJELUALUEILLA

Tapio Lindholm ja Seppo Tuominen

Johdanto

Suomessa metsiä on totuttu tarkastelemaan metsätyyppijärjestelmän mukaisesti ravinteisuusvaihtelun suhteen ja kehitysluokkien avulla puunkasvatusvaiheiden suhteen. Kokonaisvaltaisesti luonnontilaista metsäluontoa mittaavia tapoja ei meillä, eikä juuri muuallakaan ole ollut. Muiden maiden metsien luokittelussa puustolla on kuitenkin ollut määräävämpi rooli ja niinpä luokittelu yleensä kuvaakin metsän senhetkistä luonnetta yksiselitteisemmin kuin cajanderilainen systeemi, esimerkkeinä Venäjällä (Sukatzev 1960) ja Pohjois-Ruotsissa (Arnborg 1945, Ebeling 1978) käytössä olevat metsäkasvillisuuden luokittelujärjestelmät.

Luonnonsuojelualueiden metsien ominaisuuksien arvioimiseen tarvittaisiin kuitenkin koko metsää kokonaisvaltaisesti kuvaava työväline. Muun eliöstön kannalta metsän puuston ja kasvillisuuden rakenne on usein keskeinen elinympäristötekijä, jolloin metsän rakenne ja sen vaihtelu on paitsi tärkeä monimuotoisuustekijä itsessään, myös muuta ekologista monimuotoisuutta ylläpitävä tekijä. Myös metsäluonnon sukkession seurannassa tarvitaan rakennetta mittaavia tunnuksia.

Tämän työn tarkoitus on kuvata eteläsuomalaisten luonnonsuojelualueiden vanhoja luonnonmetsiä edustavien metsäkuvioiden rakennevaihtelua ja monimuotoisuutta luokittelun ja vaihtelugradienttien avulla. Työ liittyy osana Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksella työskentelevän ”luonnonmetsäprojektin” (Lindholm ym. 1987) ohjelmaan.

Tutkimusalueet

Tutkimuskohteeksi valittiin eteläboreaalisissa kasvillisuusvyöhykkeessä (Ahti ym. 1968) olevia metsiä. Alueet olivat Kotisten aarnialue (E grid 27° 679:370), Vesijaon luonnonpuisto (E grid 27° 680:390), Sinivuoren luonnonpuisto (E grid 27° 689:370), Vaskijärven luonnon-

puisto (E grid 27° 675:240), Seitsemisen kansallispuisto (E grid 27° 687:300) ja Evon Metsänsensoidinmaa (E grid 27° 678: 400). Koalat valittiin näiltä alueilta metsätaloustieteen sekä maastotarkastuksen pohjalta siten, että puuston tilajärjestys oli luonnontilainen tai puuston tilajärjestys oli palautunut normaalksi luontaisen kehityksen myötä (ks. Lindholm ja Tuominen 1988).

Koaloiksi valittiin ensisijaisesti yli 120-vuotiaita metsiä, mutta myös joitakin nuorempia koaloja mitattiin, koska haluttiin saada mukaan kaikki puistoissa esiintyvät silmämääräisesti erilaiset rakennetilanteet. Alle 120-vuotiaita metsiä otettiin tutkittaviksi Vaskijärven ja Sinivuoren kohteissa. Lähes kaikissa kohteissa oli havaittavissa menneen ihmistoiminnan merkkejä.

Menetelmät

Tutkimusaineisto mitattiin vuosien 1984 ja 1985 aikana. Koalojen kokonaismäärä on 93 kpl. Koaloista puolet sijaitsee Etelä-Hämeessä Lammilla tai Padasjoella, Kotisten, Metsänsensoidinmaan ja Vesijaon metsissä.

Koalana oli 10 m säteinen, puuston korkuinen lieriönäyteala. Puulajien latvuserroksittainen projektiopeittävyys arvioitiin 10 % luokissa osuutena kerroksen kokonaispeittävydestä. Puusto jaettiin seuraaviin latvuserroksiin: Valtapuusto (B), joka määritettiin puuston sukkessiokehitysoletuksen (Heikinheimo 1915, Kallala 1936) pohjalta yleemmäksi kuusen muodostamaksi latvuserrokseksi. Ylispuustoksi (A) määritettiin valtuustoa selvästi (> 2 m) korkeampi puusto, joka muodostaa oman erotettavan latvuserroksen. Välipuustoksi (C) määritettiin valtuuston alla oleva ja selvästi vallitussa asemassa oleva valtuuston ikäpolvea oleva kerros. Alikasvoiseksi määritettiin vallitsevien latvuserrosten alla oleva valta- ja välipuustoa nuorempi kerros. Tämä jaettiin koon perusteella ylempään alikasvokseen (D), h > 1 m, ja alempaan alikasvokseen (E), h < 1 m.

Kentällä suhteellisia arvioidut peittävyudet muutettiin laskentaa varten kerroksittain absoluuttisiksi peittävyysarvoiksi. Maastossa puulajit määritettiin lajilleen, paitsi koivut (*Betula pendula* ja *B. pubescens*), jotka yhdistettiin. Lisäksi laskentaa varten muut lehtipuut yhdistettiin kerroksittain.

Kenttä- ja pohjakerroksen lajisto ryhmiteltiin eloryhmiin seuraavasti: I ryhmä saniaiset, II ryhmä heinämaiset, *Poaceae* ja *Cyperaceae*, III ryhmä ruohot, johon kuuluvat muut ruohovartiset kasvit, IV ryhmä varvut, *Ericaceae*, V ryhmä sammalet ja VI ryhmä jäkälät. Eloryhmien projektiopeittävyudet arvioitiin prosentteina asteikolla (luokkakeskiarvot) 2, 5, 10, 20, . . . 90, 95, 98 ja 100.

Karikerroksesta arvioitiin havupuiden neulaskarikkeen ja muun karikemateriaalin osuudet vastaavasti

prosenttiasteikolla. Maapuiden peittävyys arvioitiin prosenttiasteikolla kahtena luokkana eli äskettäin kaatuneiden heikosti lahonneiden luokkana ja kauan sitten kaatuneiden pitkälle maatuoneiden luokkana. Erottelukriteerinä oli puuaineksen kovuus, oksien esiintyminen ja päällyssammalien puuttuminen. Lisäksi määritettiin seuraavat metsätyypit: VT, MT, OMT ja OMaT (Kujala 1979). Näin analyysissä oli mukana 25 rakenneyksikköä eli puusto-, eloryhmä- tai karikemuuttujaa.

Havaintoaineiston luokitteluun käytettiin TWINSKAN-ryhmittelyanalyysiä 1. kaksisuuntaista indikaattorilajianalyysiä (Hill 1979a). Aineiston pseudolajitasoina pidettiin luokkia 3–10 %, 10–30 %, 30–50 %, 50–90 %, 90–97 %, 97–100 %. Kyseiset luokkatasot valittiin, koska haluttiin korostaa muuttujien subjektiivista luokittelua eli kyseiset luokat on helppo hahmottaa myös maastossa.

Aineisto käsiteltiin myös DCA-ordinaatio-ohjelmalla (Hill 1979b). Ordinaatiota varten aineistolle tehtiin logaritmi muunnos, jonka seurauksena ordinaatiossa korostuvat pienet havaintoarvot ja suurten havaintoarvojen vaikutus pienenee. TWINSKAN-analyysin antaman luokituksen oikeellisuutta tutkittiin askeltavalla erotteluanalyysillä (BMDP 1983).

Tulokset

Näytealojen luokittelu

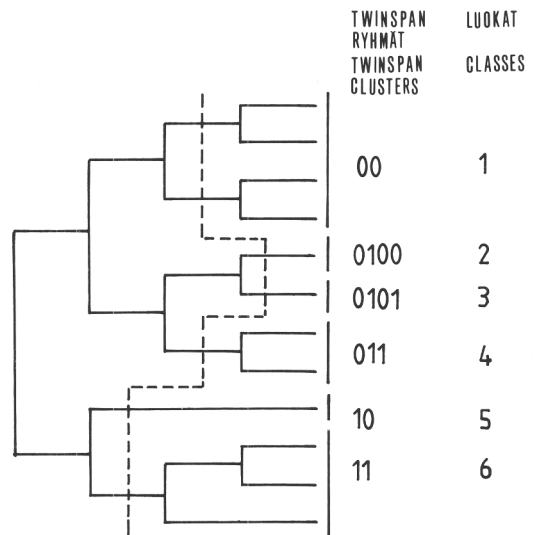
TWINSKAN-analyysi ryhmitteli näyteala-aineiston neljällä jakotasolla 11 ryhmään. Näistä tarkempaan analysointiin otettiin ne ryhmät, joille voitiin löytää riittävän yksiselitteinen jakoperuste. Jäljelle jääneiden ryhmien oikeellisuutta testattiin erotteluanalyysillä, jonka tuloksen perusteella neljä heikointa, heterogeenisintä ryhmää yhdistettiin yhdeksi ryhmäksi. Lopullisessa ryhmäjaossa luokkia on siten 6 (kuva 1).

Ryhmittelyn ensimmäinen taso jakoi alat kahteen ryhmään kenttä- ja pohjakerrosmuuttujien avulla. Yhden ryhmän (1) muodostivat puhtaat sammaleiset ja varpuiset alat ja toisen ryhmän (0) alat, joissa ruohojen ja karikkeen osuus oli yli 10 %.

Ryhmä I (N = 9) jakaantui edelleen kahteen luokkaan, ylimäntyisiin, luokka 6 ja valtamäntyisiin, luokka 5.

Ryhmä 0 (N = 84) toinen jakotaso muodostuu latvuskoivujen, valtamäntyjen, varpujen ja saniaisten mukaan. Ryhmä 00 muodostuu valtakouvuista, valtamäntyistä ja varpuista aloista. Ryhmä 01 muodostuu yliskoivun ja saniaisten luonnehtimista aloista. Ryhmät eivät ole indikaattorilajinsa esiintymisen suhteen täysin yksiselitteisiä.

Ryhmää 00 (N = 53) eli luokkaa 1 ei tyyppitasolla enää jaettu eteenpäin. Ryhmä



Kuva 1. TWINSKAN-ryhmittelyanalyysin muodostama hierarkkinen luokittelukaavio. Katkoviivalla on osoitettu taso, jonka mukaan on erotettu muodostetut luokat.

Fig. 1. The hierarchical classification tree of TWINSKAN-analysis. The broken line shows the level of class separation.

01:n seuraava jakotaso muodostuu saniaisten esiintymisen perusteella. Saniaiset alat (N = 7) muodostavat luokan 4. Saniaiset alat jaetaan vielä neljännellä jakotasolla lähes sammalettomiin (luokka 3) ja sammaleisiin (luokka 2).

Metsän rakenneluokat

Analyysien perusteella muodostetut rakenne- luokat nimettiin seuraavasti (taulukko 1):

1. Karikkeinen, sammalten ja varpujen dominoima kuusen vallitseva sekametsä
2. Karikkeinen, sammalten dominoima, saniaisten ja ruohojen vallitseva kuusikko
3. Karikkeen dominoima, sammaleton, saniaisten vallitseva koivikko
4. Karikkeinen, sammalten ja varpujen dominoima kuusettuva sekametsä
5. Pelkästään sammalten ja varpujen peittämä havupuuvaltainen sekametsä
6. Pelkästään sammalten ja varpujen peittämä kuusettuva männikkö

Luokkien luonnehtijalajit

Luokitus muodostettiin käyttäen 25:stä muuttujasta 16. Merkittävimmät indikaatto-

Taulukko 1. Erotettujen TWINSPAN-luokkien puustollisten ja kasvistolisten rakenneyksiköiden peittävyksien jakotasojen keskiarvot. 1 = 0,5–2,9 %, 2 = 3,0–9,9 %, 3 = 10,0–29,9 %, 4 = 30,0–49,9 %, 5 = 50,0–89,9 %, 6 = 90,0–96,9 % ja 7 = 97,0–100,0.

Table 1. Means of division levels of structural units of tree stand and vegetation in separated TWINSPAN classes.

Rakenneyksikkö Structural unit	TWINSPAN-luokat TWINSPAN classes					
	1	2	3	4	5	6
17. Valtamänty <i>Dominant pine</i>	2	—	—	—	3	—
13. Alemman alikasvoksen koivu <i>Lower undergrowth birch</i>	—	—	—	1	—	—
19. Valtakoivu <i>Dominant birch</i>	3	1	2	1	2	—
20. Valtahaapa <i>Dominant aspen</i>	2	—	2	1	—	—
22. Välikoivu <i>Intermediate birch</i>	1	—	—	—	—	—
3. Saniaiset <i>Ferns</i>	1	3	4	1	—	—
10. Lehti- ja ruohokarike <i>Grass, herb and leaf litter</i>	3	2	5	4	—	—
16. Ylishaapa <i>Emergent aspen</i>	—	—	—	2	—	—
24. Ylemmän alikasvoksen koivu <i>Upper undergrowth birch</i>	—	1	—	—	—	—
2. Kaatuneet puut <i>Undecayed fallen trees</i>	2	2	1	2	1	—
4. Heinät <i>Grasses</i>	3	3	1	3	2	1
5. Ruohot <i>Herbs</i>	3	4	3	3	1	1
15. Yliskoivu <i>Emergent birch</i>	—	—	4	3	—	1
12. Alemman alikasvoksen kuusi <i>Lower undergrowth spruce</i>	1	2	1	1	1	1
1. Maatuneet puut <i>Decayed fallen trees</i>	2	2	2	2	1	1
9. Neulaskarike <i>Needle litter</i>	3	3	3	4	2	1
11. Alemman alikasvoksen muut lehtipuut <i>Other deciduous trees of lower undergrowth</i>	2	2	1	3	1	1
18. Valtakuusi <i>Dominant spruce</i>	4	5	4	4	3	3
21. Välikuusi <i>Intermediate spruce</i>	3	2	3	3	2	2
23. Ylemmän alikasvoksen kuusi <i>Upper undergrowth spruce</i>	2	3	2	3	3	2
6. Varvut <i>Dwarf shrubs</i>	5	1	2	5	6	6
7. Sammalet <i>Mosses</i>	6	5	3	5	7	7
25. Ylemmän alikasvoksen muut lehtipuut <i>Other deciduous trees of upper undergrowth</i>	1	1	1	1	1	1
8. Jäkälät <i>Lichens</i>	—	—	—	—	—	1
14. Ylismänty <i>Emergent pine</i>	1	—	—	3	—	3

Taulukko 2. Puusto ja kasvillisuusrakenneyksiköistä askeltavalla erotteluanalyysillä tehty luokitus TWINSPAN luokista.

Table 2. The classes of the stepwise discriminate analysis in TWINSPAN classes from tree stand and vegetation structural units.

Oma luokka TWINSPAN class	Oikein % Correct %	Erotteluanalyysin luokka Discriminate analysis class					
		1	2	3	4	5	6
1	77,6	52	1	0	0	14	0
2	100,0	0	6	0	0	0	0
3	50,0	0	1	2	1	0	0
4	100,0	0	0	0	7	0	0
5	100,0	0	0	0	0	2	0
6	71,4	0	0	0	1	1	5
	79,6	52	8	2	9	17	5

rilajit olivat puustomuuttujista valtamänty, karikemuuttujista lehtikarike ja eloryhmistä ruohot ja sammalet.

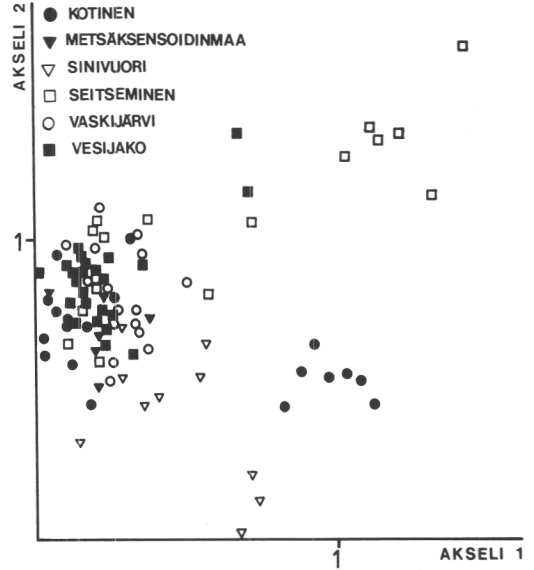
Erotteluanalyysin Jacknive-luokittelun mukaan TWINSPAN-luokitus osuu 79,6 % oikeaan. Luokkien 2, 4 ja 5 yhteensopivuus on 100 %. Luokissa 1 ja 3 oli luokituksessa eroa. Luokassa 1 peräti 22 % aloista olisi paremmin sopinut luokkaan 5 (taulukko 2).

Erottelufunktion muodostamisessa tärkeimmät muuttujat ($F > 4,0$) olivat tärkeysjärjestyksessä saniaiset, yliskoivu, jäkälä, ylishaapa, ylismänty, varvut ja ylempi alikasvoskoivu. Jäkälät ja ylishaapa eivät olleet TWINSPAN-luokituksessa lainkaan indikaattoreina.

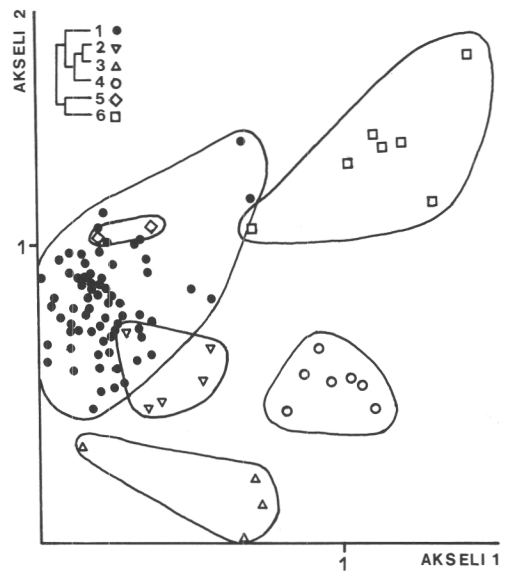
Näytealojen ordinaatio

Alat ryhmittivät ensimmäisen ja toisen akselin ordinaatioon varsin heikon ominaisarvoin (0,15 ja 0,06), mikä tarkoittaa alojen suurta samankaltaisuutta ja selittävien muuttujien samanarvoisuutta (kuva 2).

TWINSPAN-luokkien ryhmittymisen ordinaatiokuvaan (kuva 3) osoittaa ryhmien erottuvan selvästi toisistaan luokkaa 5 lukuunottamatta. Ryhmillä on kuitenkin melkoisesti päällekkäisyyttä. Odotetusti luokka 1 muodostaa ordinaation keskustan. Muut luokat hajautuvat äärialueille erityispiirteitensä mukaisesti.

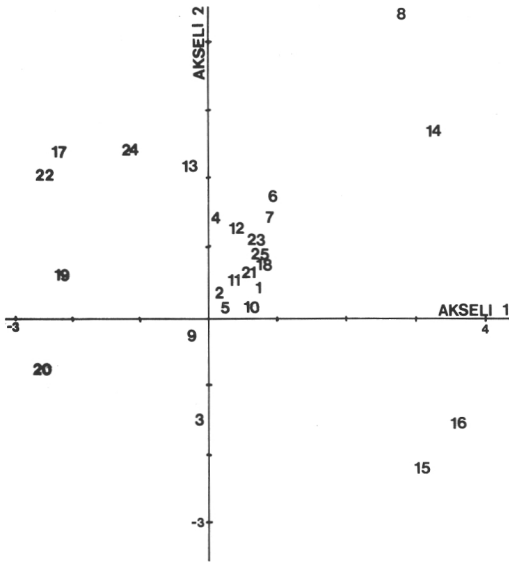


Kuva 2. Alojen DCA-ordinaatio tutkimusalueittain.
Fig. 2. The first and second axis DCA-ordination of plots in study sites.



Kuva 3. Kuuden muodostetun TWINSPAN-luokan ryhmittymisen DCA-ordinaatioissa. Kuvan vasemmassa yläkulmassa on esitetty luokkien keskinäisen hierarkisuuden.

Fig. 3. The first and second axis DCA-ordination of plots and their TWINSPAN classes. Hierarchy of TWINSPAN classes shown as a separate hierarchy tree.



Kuva 4. Puusto- ja kasvillisuusrakenneyksiköiden DCA-ordinaatio. Rakenneyksikkönumerointi taulukon 1 mukainen.
 Fig. 4. The first and second axis DCA-ordination of tree stand and vegetation units. Structural unit numbers see Table 1.

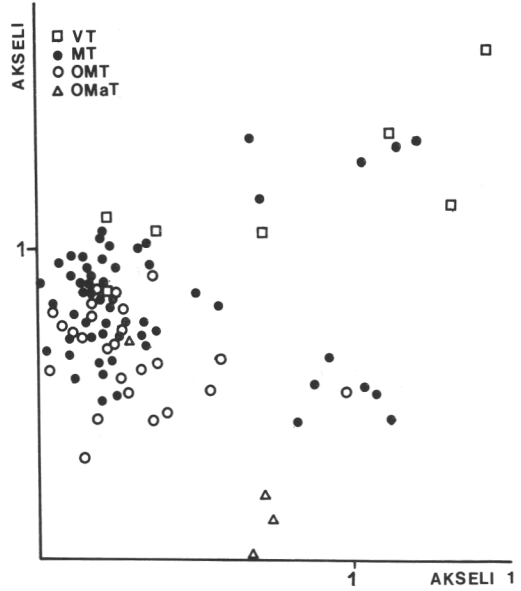
DCA-ordinaation muuttujaordinaatio

Muuttujaordinaatiossa (kuva 4) akselin 1 positiivisessa päässä ovat ylispuusto ja jäkälät. Valtapuustomuuttujat ovat negatiivisessa päässä.

Ylispuusto- ja valtapuustomuuttujien erottuminen tarkoittaa sitä, että ensimmäisen akselin vaihtelun pääaiheuttaja on sukkessiovaihe-ero. Sukkessiovaihe ei kuitenkaan ole lineaarisessa suhteessa akseliin. Koska näytealakeskustassa on valtakuisen lajiordinaatiopiste, voidaan alat jakaa ensimmäisen akselin suhteen sekapuustoisiiin kuusikoihin, kuusikoihin ja kuusikoituviin sekametsiin.

Toisella akselilla negatiivisessa päässä ovat yliskoivu, ylishaapa, saniaiset ja valtahaapa. Positiivisessa päässä vaikuttajina ovat jäkälät, ylismänty, valtamänty, ylempi alikasvos, alempi alikasvos ja välikoivu. Akseli voidaan tulkita ravinteisuusgradientiksi siten, että ravinteisuus laskee akselin kasvun suuntaan.

Yhteisvaikutukseltaan voimakkaimmiksi muuttujiksi osoittautuivat jäkälät, ylismänty ja ylislehtipuusto (haapa ja koivu). Kuusen runsauden vuoksi muut valtapuut vaikuttivat ordinaatioon kuitenkin heikosti ja alat ryhmittäytyivät tiiviisti valtakuisen ordinaatiopis-



Kuva 5. Alojen DCA-ordinaatio ja alojen metsätyyppit.
 Fig. 5. The first and second axis DCA-ordination of plots with their forest site.

teen ympärille ja vain voimakkaimmin poikkeavat alat hajautuivat ordinaation äärialueille.

DCA-ordinaatio ja metsätyyppit

Metsätyyppien painottuminen ja niiden laakennalliset keskiarvot hajontoihin sijoittuvat ordinaatiossa toisistaan erilleen (kuva 5), mutta niillä on myös runsaasti päällekkäisyyttä. Toisella DCA-akselilla on selvä korrelaatio metsätyyppien kanssa ($r = 0,645$). Ensimmäisen akselin suhde metsätyyppieihin on heikompi ($r = 0,218$), mikä aiheutui OMaT-alojen ylispuustosta.

Metsätyyppiaineisto painottui voimakkaasti tuoreisiin kankaisiin (57 alaa, 61,3 %) ja lehtomaisiin kankaisiin (25 alaa, 26,9 %) loput 11 alaa ovat OMaT:ä (7 alaa, 7,5 %) ja VT:ä (4 alaa, 4,3 %). Ääripäiden OMaT- ja VT-alojen pieni osuus näkyy niiden korostuneena poikkeusluonteena sekä TWINSPAN- että DCA-analyseissä.

Luokassa 1 ($n = 67$) aloista 46 (68,9 %) on MT:ä ja 19 (13,4 %) OMT:ä. Kaksi aloista oli VT:ä. Luokan 4 metsätyyppijakauma

on hyvin samanlainen (n = 7, MT 6 kpl ja OMT 1 kpl (85,7 ja 14,3 %).

Vastaavasti luokkien 5 ja 6 metsätyyppi-jakaumat ovat lähes identtiset. Luokassa 5 oli 1 VT ja 1 MT ja luokassa 6 oli 4 VT ja 3 MT alaa. Luokassa 2 alat painottuivat OMT:lle (4 alaa, 66,7 %) ja luokassa 3 alat painottuivat OMaT:lle (3 alaa, 74 %).

Tulosten tarkastelu

TWINSPANIN erottamat luokat ovat eritasoisia eikä luokkien välisiä suhteita saada analyysissä suoraan selville etenkin heterogeenisessä aineistossa (Hill 1979a, Tongeren 1987). Lisäksi työssä on suurennettu luokkien välisiä rinnasteisuuseroja. Luokat 1, 5 ja 6 ovat toista jakotasoja ja luokat 2 ja 3 ovat neljättä jakotasoja. Luokkien todellista rinnasteisuutta ja hierarkisuutta ei kuitenkaan voida suoraan tarkastella TWINSPAN-jakotasoilta, minkä vuoksi luokat hyväksyttiin eri jakotasoilta.

Analyysi erotti luokat usean indikaattorilajin esiintymisen avulla (Hill 1979a). Indikaattorilajien puuttuminen koelaloilla aiheuttaa kuitenkin tulkintaan moniselitteisyyttä. Luokkaa on siten enemminkin pidettävä abstraktina kuin realistisena maastossa esiintyvänä tyyppinä. Esitetyt luokat ovat keskiarvotilanteita eikä tyyppien varsin huomattavaa vaihtelua ole esitetty.

Käytetystä eloryhmäjaottelusta on myös seurauksia luokitteluun. Joidenkin eloryhmien ekologinen amplitudi on kapea, toisten leveä. Edellisestä ovat esimerkkinä ruohot ja jälkimmäisestä saniaiset ja varvut (esim. Kujala 1979). Tarkempi eloryhmäjako olisikin voinut antaa paremman luokituksen.

Havaintoaineiston mittauslähtökohtana oli oletus puuston sukkessiokehityksestä siten, että kuusi varjolajina kasvaa lehtipuuston alla ja vasta vanhemmiten saavuttaa niiden latvuserroksen (Heikinheimo 1915, Kalela, E. 1936, Sirén 1955). Tämän perusteella erotettiin ylispuusto valtaapuustosta, jos kuusen muodostama puustokerros kasvoi männyin tai lehtipuuston alla. Tämä aiheutti aineiston kahtiajaon ylispuustoiisiin ja ei-ylispuustoiisiin, mikä näkyi voimakkaasti käytetyssä ryhmittelyanalyysissä ja eritoten DCA-ordinaatioanalyysissä. Täten ikäriippuvainen tekijä tuli DCA-ordinaation vaikuttavin-

maksi tekijäksi muiden ekologisten tekijöiden ohi. Ylis- ja valtaapuuston erottuminen ryhmittelyssä on ilmeisen ylikorostunut.

Luokituksen perusteella erotetut 6 rakennetyyppejä ovat osittain sidoksissa metsätyyppiluokitukseen (Cajander 1925), mutta niissä on myös vastaavuutta mm. ruotsalaiseen luokitukseen (Sjörs 1967, Ebeling 1978) ja pohjoismaiseen kasvillisuuteen luokitus-ehdotukseen (Kjelland-Lund 1971).

Luokka 3 oli rehevin ja sillä onkin OMaT kasvillisuuden luonnetta ja se muistuttaa myös karua saniaistyyppiä (Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö 1988). Luokan 2 vastaavuus metsätyypeissä vie sen lähelle OMT:tä. Ruotsalaisessa luokituksessa tyyppi vastannee lähinnä ”lågörtskog”-tyyppejä (Sjörs 1967).

Luokat 1 ja 4 edustavat normaalia MT:ä siten, että luokka 4 on sukkessiotilaltaan nuorempi kuin luokka 1. Osin luokkiin sisältyy varjoisia OMT-aloja. Vastaavuus ruotsalaisten ”blåbärgranskog”-käsitteeseen (Sjörs 1967) ja mustikkaiseen *Eu-Picetum sub associatioon* (Kjellund-Lund 1971) on ilmeinen.

Luokka 5 ja 6 ovat rakenteeltaan VT:ä muistuttavia, mutta lajisto-osuuksien mukaan määritettynä alat kuuluvat MT:in. Luokka 5 on luokkaa 6 nuorempi vaihe. Osasyynä VT-piirteisiin voi olla se, että luokkien alat ovat pääosin Seitsemisestä, jossa kasvillisuudessa on ilmeisesti jo keskiboreaalisia piirteitä. Tyyppiä voisi ehkä parhaiten luonnehtia valoisaksi varpuiseksi mänty-kuusikoksi. Kuusipalo (1985) on kuvannut MT:ä vastaavan tyyppialueen, jossa on erotettu rehevämpi ja varjoisampi kuusimetsätyyppi ja kuivempi ja valoisampi mäntymetsätyyppi. Jälkimmäistä voitaneen rinnastaa luokkiin 5 ja 6. Myös Keltikangas (1959) ja Leikola (1982) ovat erottaneet sammalisen, varpuisen ja valoisan metsätyyppin ”seinä-sammaltyypin”, josta luokissa 5 ja 6 voi osittain olla kyse.

Kokonaisuudessaan työssä on kyse alustavasta yrityksestä etsiä metsän koko rakenteen avulla tapahtuvaa luokittelua. Ehkä metsätyyppiteorian luomasta traditiosta johtuen sellaista ei ole meillä aiemmin tehty. Suppean luokituksemme vastaavuus muualla tehtyihin luokituksiin osoittaa kuitenkin, että metsiämme voidaan tarkastella ja luokitella kokonaisvaltaisesti ja että näin saaduilla luokilla on ilmeinen vastaavuus myös perinteisiin kasvilajistollisiin luokituksiin.

Kirjallisuus

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales botanici fennici* 5:169—211.
- Arnborg, T. 1943. Granberget. En växtbiologisk undersökning av ett sydlappländskt granskogområde med särskild hänsyn till skogstyper och förnyring. *Norrländskt handbibliotek* 14. 282 s.
- BMPD. Statistical software 1983. University of California Press. Berkeley — Los Angeles — London. 733 s.
- Cajander, A. K. 1925. Metsätyypiteoria. *Acta Forestalia Fennica* 29(2):1—84.
- Ebeling, F. 1978. Nordsvenska skogstyper. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 76:339—381.
- Heikinheimo, O. 1915. Kaskiviljelyksen vaikutus Suomen metsiin. Referat: Der Einfluss der Brandwirtschaft auf die Wälder Finlands. *Acta Forestalia Fennica* 4(2):1—264, 1—149, 1—59.
- Hill, M.O. 1979a. Twinspan — A FORTRAN program for arranging multivariate table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York. 48 s.
- 1979b. DECORANA — A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, New York. 30 s.
- Kalela, E. 1936. Tutkimuksia Itä-Suomen kuusi-harmaaileppäsekametsiköiden kehityksestä. Referat: Untersuchungen über die Entwicklung der Fichten-Weisserlen-Mischbestände in Ostfinnland. *Acta Forestalia Fennica* 44:1—198.
- Keltikangas, V. 1959. Suomalaisista seinäsammal-tyypeistä ja niiden asemasta Cajanderin luokitusjärjestelmässä. Summary: Finnish feather-moss types and their position in Cajander's forest site classification. *Acta Forestalia Fennica* 69(2):1—265.
- Kielland-Lund, J. 1971. A classification of scandinavian forest vegetation for mapping purposes. In *IBP i Norden*, No 7. Universitetsforlaget Trykningsentral. Oslo. s. 13—43.
- Kujala, V. 1979. Suomen metsätyypit. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 92(2):1—44.
- Kuusipalo, J. 1985. An ecological study of upland forest site classification in southern Finland. *Seloste: Ekologinen tutkimus Etelä-Suomen kangasmetsien kasvupaikkaluokituksista*. *Acta Forestalia Fennica* 192. 77 s.
- Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö. 1988. *Komiteanmietintö 1988*:16. 279 s.
- Leikola, M. 1982. Tarvitsemme uuden metsätyypin. *Seinäsammaltyypin. Metsä ja puu* 12:4—6.
- Lindholm, T. & Tuominen, S. 1987. Metsän luonnontilaisuuden arviointi puuston avulla. *Käsikirjoitus. Metsähallitus*.
- , Airaksinen, O., Mäkelä, K. ja Tuominen, S. 1987. Ecology of natural forests. *Lammi Notes* 15. 19.
- Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. *Selostus: Pohjois-Suomen paksusammalkankaiden kuusimetsien kehityksestä ja ekologiasta*. *Acta Forestalia Fennica* 62(4):1—408.
- Sjörs, H. 1967. *Nordisk växtgeografi*. 2. painos. *Bonniers*. 229 s.
- Sukatzev, V. 1960. Metsätyypin tutkimisen opas. Suomentanut E. Laitakari. *Silva Fennica* 99. 182 s.
- Tongeren von, O.F.R. 1987. Cluster analysis. In: Jongman, R.H., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (eds). *Data analysis in community and landscape ecology*. *Budoc Wageningen*. s. 91—173.

Total of 20 references

SUMMARY

The structure classes of southern boreal natural forests in some Finnish nature protection areas

The total structure of tree stands in some forests of southern Finland was studied. The sample plots were chosen from natural forests of nature protection reserves. The following reserves and forests were used; Sinivuori Strict Nature Reserve, Vaskijärvi Strict Nature Reserve, Vesijako Strict Nature Reserve, Seitsemäinen National Park, Kotiesä Nature Reserve and Metsänsenoidinmaa Forest at Evo.

The radius of a sample plot was 10 m where coverage of different crown classes of trees was estimated. Also the physiognomical species groups of floor vegetation were identified and their coverage was estimated. Also the coverage of different litter types was estimated. Finally the cajanderian forest site type of the plot was identified. The material was analysed by arranging multivariate analysis (TWINSpan) and by detrended correspondence analysis (DCA).

After analysis the plots were grouped into six different classes. The classes were as follows:

1. A mixed forest dominated with spruce and with plenty of litter, mosses and dwarf shrubs.
2. A spruce forest with plenty of litter, mosses and ferns.

3. A birch forest with developing spruce undergrowth and with plenty of litter and ferns but without mosses.
4. A mixed forest with developing spruce undergrowth and with plenty of litter, mosses and dwarf shrubs.
5. A mixed forest with developing spruce undergrowth and with pure moss carpet and with plenty of dwarf shrubs.
6. A pine forest with pure moss carpet and with plenty of dwarf shrubs.

Forest site type seems to have a great influence on these classes. Another thing which influences the classes is the species composition and crown structure of trees. That is the result of the history and successional stage of the forest. Thus the classes represent the present state of the forest.

The forest structure types were originally developed for the study of natural forests, but they may be useful in the management of nature reserves and in general forest classification.

MYYRIEN KANNANVAIHTELUT — PALLAKSEN MYYRÄTUTKIMUS

Heikki Henttonen

Johdanto

Syklisyydestä yleensä

Lapin luonnolle ominainen ja näkyvä ilmiö on myyriensä säännölliset runsaudenvaihtelut, niin kutsutut myyräsyklit. Joinakin vuosina ”hiiriä” on maailma täynnä, toisina niistä ei näy vilautakaan. Euroopan mittakaavassa nämä jyrkät ja säännölliset runsaudenvaihtelut ovat nimenomaan pohjoiselle Fennoskandialle ominainen piirre. Siirryttäessä esim. Etelä-Suomeen vaihtelut muuttuvat selvästi epäsäännöllisemmiksi; huiput voivat toistua taajempaan kuin pohjoisessa tai olla pitkäaikain poissa. Lisäksi romahdus ei etelässä yllä laisinkaan niin syvälle kuin pohjoisessa. Vielä etelämpänä, mm. Etelä-Ruotsissa ei varsinaisia myyriensä huippuvuoria ilmene, vaan myyrät saavuttavat vuosittain suurin piirtein samanaikaiset tiheydet.

Vanha oppikirjakäsitys myyriensä kannanvaihteluiden yleisestä, noin neljän vuoden säännöllisestä jaksollisuudesta ei siis pidä paikkaansa, vaan myyriensä runsaudenvaihteluissa on selviä laaja-alaisia alueellisia eroja ja trendejä (Henttonen ym. 1985). Mm. nämä maantieteelliset erot selvine yhteyksineen ympäristökäsitteisiin viittaavat vahvasti siihen, että myyriensä runsaudenvaihtelutyypit (vakaa, epämääräisesti tai säännöllisesti vaihteleva) johtuvat alueellisista fyysisistä ja biotillisista olosuhteista; kyseessä ei siis ole mikään kaikkialla samalla tavalla automaattisesti toistuva myyriensä itsesäätelymekanismi (Hansson ja Henttonen 1985a). Myyriensä runsaudenvaihtelut ovat osa alueen yleistä eläinyhteisöjen dynamiikkaa. Myyriensä kannanvaihteluita tulee siis tarkastella yhteisötason ilmiönä, ei pelkästään yksittäisen myyräpopulaation sisäisenä tapahtumana (Hansson ja Henttonen 1988a).

Alueellisista eroista johtuen on myös selvää, että eri alueilla erilaiset tekijät, tai samat tekijät eri voimakkuuksilla, vaikuttavat vaihtelujakson muotoutumiseen. Ei siis ole

yhtä ja yleistä syytä, joka aiheuttaisi myyriensä kannanvaihtelut. Se mikä näyttää Lapin myyrävaihteluiden mahdolliselta selitykseltä, ei varmastikaan sellaisenaan sovelu esim. Etelä-Suomen tilanteeseen. Myyriensä kannanvaihteluiden yleistä esiintymistä ja Pohjois-Fennoskandian erikoisasemaa siinä on viime vuosina analysoitu kattavasti (Hansson 1987, Hansson ja Henttonen 1985a, b, 1988a, b, Henttonen 1985, 1986, 1987, Henttonen ja Hansson 1984, 1988, Henttonen ym. 1977, 1985, 1987, Laine ja Henttonen 1983, 1987, Oksanen 1988, Oksanen ym. 1987).

Myyriensä kannanvaihteluiden seurausilmiöitä

Myyriensä runsaudenvaihteluilla on Suomessa monia seurausilmiöitä. Myyrävuosina metsätaimistoissa ilmenevät miljoonavahingot ovat metsäammattilaisten jatkuvana harmina. Johtuen myyräkantojen erilaisesta vaihtelusta etelästä pohjoiseen on myös tuhojen ennustettavuus vaikeampaa Etelä-Suomessa.

Monet pienet ja keskisuuret pedot lisääntyvät pääasiassa myyriensä turvin. Onkin paljon pohdittu ja jonkin verran tutkittu, voivatko myyrävuosina runsastuneet pedot vaikuttaa pienriistakantoihin (mm. Angelstam ym. 1984, Hansson ja Henttonen 1988b, Lindén 1988). Myyräkantojen romahtaessa petojen on hengenpitimikseen turvaututtava muuhun vaihtoehtoiseen saaliiseen, esim. riistaan, mutta riittääkö tämä heiluttamaan riistakantoja, on keskustelun kohteena. Peto vaikutus kohdistunee ennen kaikkea riistan lisääntymiseen, pesiin ja poikasiin (Marström ja Engren 1982).

Toinen myyriensä ja riistan välinen yhteys voisi olla se, että nykyisessä metsätaloudessa syntyy runsaasti heinittyneitä aukeita ja taimikkoja, ja näiden alueiden myyrälajisto eroaa vanhojen metsien lajistosta. Heinämäi-

den myyrälajit saavuttavat selvästi suurempia tiheyksiä, ja ovat myös saalistettavuutensa ja jopa makunsa vuoksi petojen suosimia (Henttonen 1987). On mahdollista, että tällaisen parantuneen ravintotilanteen myötä riistaa ajoittain käyttävä petokanta olisi keskimääräisesti selvästi vahvistunut (Henttonen 1988).

Viime aikoina on myös saatu selviä viitteitä siitä, että joidenkin metsämarjojen satovaihtelut voisivat Lapissa johtua osittain myyrästä (Laine 1988). Esimerkiksi harmaakuvemyyrä käyttää esim. mustikan versoja pääasiallisena talviravintonaan, ja katkaisun jälkeen syntyvä uusi verso tuottaa marjoja vasta kolmivuotiaana.

Suomenkin luonnossa on tauteja, jotka esiintyvät myyrissä mutta voivat tarttua myös ihmisiin. Näistä tunnetuimpia ovat jänisrutto ja epideeminen nefropatia (munuais-tulehdus). Esimerkiksi jälkimmäisen esiintyminen maassamme noudattaa täysin metsämyyrän kannanvaihteluita (Brummer-Korvenkontio ym. 1982).

Valtion luonnontieteellinen toimikunta, Emil Aaltosen Säätiö ja Oskar Öflunds Stiftelse ovat ratkaisevasti myötävaikuttaneet myyrätutkijoiden hengissäpysymiseen Pallasjärvellä, ja METLA on ystävällisesti suonut majoitustilaa.

Pohjois-Fennoskandia — esimerkkinä Pallaksen myyrätutkimus

Projektin luonnehdintaa

Pallaksen myyrätutkimuksen keskeinen ongelma on pohjoisessa säännöllisinä toistuvien myyrien runsaudenvaihteluiden syiden selvittäminen. Tutkimus alkoi 1970, tuona suurena sopulivuonna, ja on jatkunut ja voimistunut siitä lähtien. Henttonen ym. (1987) ovat tehneet laajan katsauksen projektin nykyvaiheisiin.

Projektin koostuu useista toisiinsa liittyvistä osatutkimuksista, joista osa on pysyviä pitkäaikaisia (nyt 19 vuotta) perusseurantoja, osa taasen lyhytaikaisempia (1—3 vuotta) mutta intensiivisiä kokeita. Perusseurantojen tarkoitus on kartoittaa myyräkantojen vaihtelun yleistrendit laajemmalla alueella Pallaksella. Samalla ne toimivat eräänlaisena kontrollina siitä, että pinta-alaltaan rajoitetuilla koeruuduilla (1—5 ha) tapahtuvat ilmiöt heijastavat tapahtumien yleistä kulkua,

eivätkä ole mitään sattuman oikkuja. Perusseurannoista noin 60 % on kansallispuistossa, loput Pallasjärven tutkimusalueella hakkuuaukeilla ja soilla. Perusseurannat kattavat alueen pääbiotoopit, ja ne tehdään kahdesti vuodessa. Jatkuvasti käynnissä olevat kokeet sen sijaan on keskitetty kansallispuiston vanhoihin metsiin ja heinäniityille.

Maastokokeissamme pyrimme vaikuttamaan johonkin tärkeäksi otaksuttuun tekijään. Esimerkiksi, jos testaamme voiko myyräkannan romahtamisen ratkaiseva syy olla ravinnon puute tai heikko laatu, niin lisäämällä sopivaa ruokaa useiden hehtaarien kokoisille koalueille meidän pitäisi — ainakin teoriassa — pystyä vaikuttamaan myyräkannan kehitykseen. Tämän tyyppisiä kokeita olemme tehneet 1980-luvulla useita.

Pikkupetojen lukumääriä olemme seuranneet viimeisen kymmenen vuoden ajan mahdollisimman hyvin muutaman neliökilometrin laajuisella alueella, jossa meillä on myös tiivis myyräseuranta. Lois- ja taitutkimukset ovat päässeet vauhtiin tällä vuosikymmenellä (Haukisalmi 1986, Haukisalmi ym. 1987, 1988). Tämän lisäksi tutkimme monella muulla tavalla myyrien perusbiologiaa kannanvaihteluihin liittyen. Esimerkiksi myyrien huippuvuosien aikana useat lajit saattavat esiintyä samoilla biotoopeilla, ja tällöin lajien välinen kilpailu ja heikompien syrjäytyminen on yleinen tapahtuma (Henttonen ym. 1977, Henttonen ja Hansson 1984).

Pallaksen alue on aivan erinomainen paikka tämän kaltaiselle pitkäaikaiselle kannanvaihtelututkimukselle. Sijaitsehan se Pohjois-Fennoskandian myyräsyklien alueen ytimessä. Lisäksi myyrälajiston monipuolisuus antaa mahdollisuuden eritellä vaikuttavia tekijöitä sekä yksittäisten populaatioiden ja lajien kuin myös koko eläinyhteisön tasolla. Puistossa seurantoja ja kokeita voi tehdä pelkäämättä äkillisiä ympäristömuutoksia. Toisaalta METLA:n Pallasjärven tutkimusalue suo mahdollisuuden tutkia ja vertailla mm. metsätaloudellisten toimenpiteiden vaikutuksia.

Kannanvaihteluiden syyt

Pallaksen — ja Lapin — myyrien runsaudenvaihtelun luonteenomaisin piirre on, että tietyn alueen kaikilla myyrälajeilla romah-

du, ja nimenomaan syvin aallonpohjavaihe, on samanaikainen (Henttonen ym. 1977, Henttonen ym. 1987). Tätä ei pysty selittämään muuten kuin jollain yhteisellä ulkoisella tekijällä, joka romauttaa kaikki myyrälajit yhtäaikaa (Henttonen ym. 1987, Hansson ja Henttonen 1988a).

Tämä syvä romahdus ja sitä seuraava aikaviive ennen seuraavaa nousua on tärkein osatekijä syklistyyden synnissä. Toinen olennainen osa on eläinten hyvä säilyvyys erityisesti talvella nousu- ja huippuvaiheessa. Vastakohtana ovat esim. Etelä-Ruotsin vakaat myyräpopulaatiot, joissa säännöllisesti talvella on laskuvaihe ja kesällä nousuvaihe. Etelä-Ruotsin vakaus on selitetty yleispetojen (kettu, mäyrä jne.) runsaudella; lumen puuttuminen ja vaihtoehtoisen saaliin esiintyminen (ketuille mm. kanit) edesauttaa yleispetojen menestymistä ja vakauttaa niiden dynamiikkaa. Ne voivat tilanteen mukaan vaihtaa saalisryhmästä toiseen, eikä tällöin synny riippuvuutta yhdestä saalisryhmästä eikä siitä johtuvia aikaviiveitä, mitkä puolestaan Pohjois-Fennoskandian tapaan johtavat myyrien ja niitä syömään erikoistuneiden pikkupetojen kantojen heilahteluihin (Erlinge 1987, Erlinge ym. 1983, Hansson 1987, Hansson ja Henttonen 1988a, Henttonen 1987). Tätä ajatusrakennelmaa on tiivistetty kuvassa 1.

Todennäköisin vaihtoehto Pallaksen — ja Lapin ja Pohjois-Fennoskandian — myyräkantojen yhtäaikaiselle ja syvälle romahdukselle on lumikot ja kärpät. Nämä pikkupedit seuraavat runsaudessaan myyriä pienellä aikaviiveellä. Erityisesti on huomattava, että tyyppillisenä myyrien huippuvuonna myyrien lisääntymiskausi on lyhyt, ja seuraavan kerran ne lisääntyvät vasta liki vuoden päästä. Lumikot sen sijaan pystyvät lisääntymään täyttä päätä runsaan myyräravinnon turvin silloinkin kun myyrät eivät enää lisääny. Näin ollen myyrähuippua seuraa liki vuoden mittainen aika, jolloin lumikkokanta voi lisääntyä selvästi saalistaan nopeammin, ”saa da sen kiinni” (Henttonen 1987). Kärppäkannan kasvunopeutta rajoittaa lajille ominainen viivästynyt sikiönkehitys: kesällä hedelmöitetty poikue syntyy vasta seuraavana keväänä.

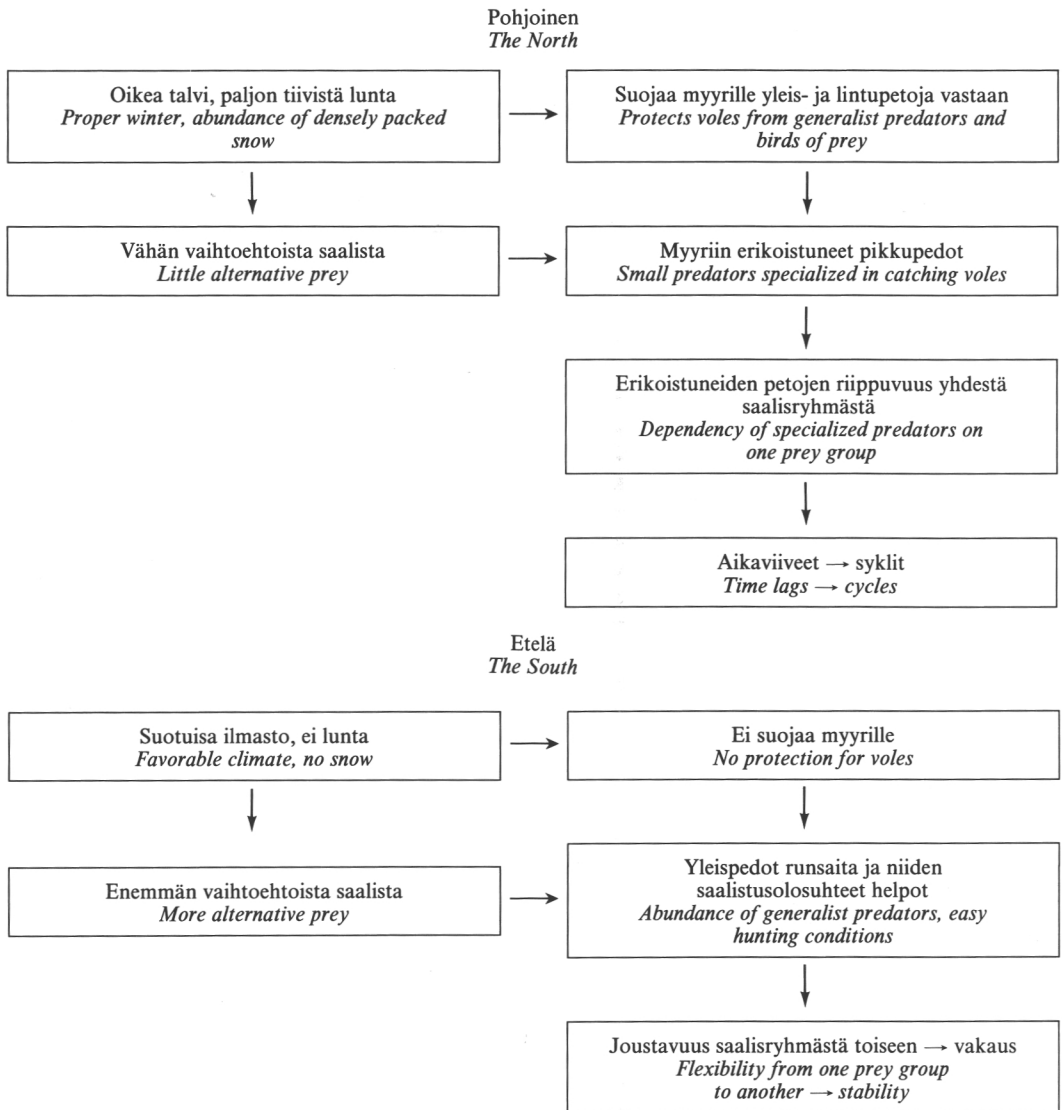
Toisaalta myyrätiheyden laskiessa pikkupedoilla ei pohjoisissa olosuhteissa ole muita vaihtoehtoja kuin jatkaa hupenevien myyrien saalistusta niin kauan kuin itse pysyvät hengissä. Tämä voi johtaa Lapille tyyppillisiin

äärimmäisen syviin myyräromahduksiin, joista myyräkannan toipuminen petopaineen hellitettyä vie vuoden tai pari. Teoreettisesti on todettu, että säännöllisessä syklistyydessä tiheyteen alentavasti vaikuttavan tekijän vaikutuksen pitäisi kestää noin 1/4 syklin pituudesta (May 1981). Lumikkojen vaikutus Pallaksen myyräsykleissä sopisi tähän malliin erittäin hyvin.

Petojen merkitystä ainakin romahduksen syventäjänä ilmentää romahduksesä; vaikka myyräromahdus usein alkaa talvella, niin se jatkuu vielä koko seuraavan kesän. Tätä usean myyrälajin yhtäaikaista kesäromahdusta on vaikea selittää ravintotekijöillä. Pallaksen myyrälajien ravintovalikoimathan ovat hyvinkin erilaiset, ja on vaikea keksiä kasvillisuudesta mitään sellaista yleistä tekijää, joka vaikuttaisi koko myyrälajistoon samanaikaisesti. Lajin kokema romahdus ei riipu edeltävästä tiheydestä: yleisen huippuvaiheen aikana niin erittäin runsas kuin vain kohtalaisen runsas laji romahtaa aikanaan samalla tavalla (Henttonen ym. 1987). Yhteisen kesäromahduksen selittäminen ravintotekijöillä ilmeisesti edellyttäisi kasvien, ja aivan erilaisten kasviryhmien, esim. sammalten ja putkilokasvien välistä haitta-aineita indusoivaa tiedonvälitystä.

Petojen merkitystä tukee sekin havainto, että niinä kesinä jolloin myyrillä on syvin romahdusvaihe, myös hyönteissyöjäpäästäisten tiheydet Pallaksella jäävät pieniksi. Muina vuosina päästäisten tiheydet aina nousevat kesän myötä (Henttonen 1985). Kasvillisuudessa ilmenevien laadullisten muutosten ei pitäisi ainakaan suoraan vaikuttaa päästäisiin.

1980-luvun alkupuolella Lapin myyrädynamiikka koki mielenkiintoisen vaiheen. Odotetun romahduksen sijasta myyräkannat kukoistivat vuoden 1983 ja niitä oli jonkin verran vielä 1984. Tämän huipun jatkuminen tapahtui samanaikaisesti kun lumikkojen määrä pysyi suurin piirtein nollassa. Tyyppillistä syvää, myyrälajien yhtäaikaista romahdusta ei ilmennyt. Tämä epäsuora todiste viittaa siihen, että lumikoilla voisi olla ratkaiseva merkitys myös romahduksen aloittajana säännöllisessä neljän vuoden syklissä. Ainakin myyrähuipun jatkuminen 1981—82:sta vielä 1983—84:ään osoitti sen, että 1981—82 vallinneet sinänsä normaalit huipputiheydet, jotka aikaisempien syklien aikana ovat johtaneet romahdukseen, eivät sellaisenaan kuitenkaan riitä laskuvaiheen



Kuva 1. Hahmotelma Fennoskandian myyrädynamiikan taustatekijöistä. Pallaksen tutkimus sijoittuu pohjoisen tyypin ytimeen. Vaikka kaavio esittää vain gradientin ääripäitä, niin ympäristöolosuhteiden vaihtumisen myötä monet välivaiheet ovat mahdollisia; esim. Etelä- ja Keski-Suomi sijoittuvat selvästi kuvassa esitettyjen vaihtoehtojen välimaille. Hansson ja Henttonen (1985a) ovatkin puhuneet Fennoskandian myyrädynamiikan vaihtumisvyöhykkeestä, joka kattaa Etelä-Suomen ja Keski-Ruotsin, ja joka Korpimäen (1985) mukaan ulottuu Länsi-Suomen vähälumisilla alueilla Pohjanmaalle asti. Tällä vyöhykkeellä myyrien dynamiikka voi vaihdella melkoisesti, ja sen ennustettavuus on paljon vaikeampaa kuin Etelä- tai Pohjois-Fennoskandiassa. Osasyynä ilmeisesti on talvien ja lumipeitteen erilaisuus vuodesta toiseen. Esimerkiksi Pohjanmaan tasolla Ruotsin puolella lumipeite on säännöllisesti paksu, ja kannanvaihtelujen voimakkuus Fennoskandiassa korreloi merkitsevästi positiivisesti lumipeitteen keskimääräisen keston ja maksimisivyyden kanssa.

Fig. 1. Sketch of background factors influencing the vole (microtine) dynamics in Fennoscandia. Pallas typifies conditions in the north. Although the figure presents only the endpoints of the gradient, gradual changes in the environmental conditions make many intermediate stages possible. For example, southern and central Finland clearly lie in between the two alternatives presented. Hansson and Henttonen (1985a) have, in fact, written of a transition zone in the microtine dynamics of Fennoscandia which covers southern Finland and central Sweden and which, according to Korpimäki (1985), extends in the less snowy areas of western Finland up to Ostrobothnia. Within this zone the dynamics can vary considerably and their predictability is much more difficult than in southern or northern Fennoscandia. One obvious reason is the variation in winters and snow cover from year to year. For example, at the latitude of Ostrobothnia the snow cover in Sweden is regularly thick and the population dynamics of the voles are 'northern'. Generally speaking, the strength of vole population fluctuations in Fennoscandia exhibits a significant positive correlation with the average duration and maximum depth of the snow cover.

syyski. Näyttää siis siltä, että neljän vuoden syklistä huippuvaiheessa esiintyvät myyräpopulaation sisäiset tekijät tai myyrä-kasvi-interaktiot eivät riitä pohjoiselle tyypillisen syvän romahduksen selittäjiksi.

Olemme testanneet ravinnon merkitystä ravinnonlisäyskokeissamme. Niissä olemme pystyneet kasvattamaan koalueen sen hetkistä myyräkantaa, mutta emme ole pystyneet vaikuttamaan pitkän aikavälin tapahtumiin: myyräkannat ravintokoalueilla laskevat samanaikaisesti ympäristön kanssa. Mitään selvästi havaittavaa vaihe-eroa laskevuokuvaiheiden alkamisessa ei ollut kokeen ja kontrollin välillä. Meillä on nykyisen syklin aikana käynnissä uudet laajemmat ravinnonlisäyskokeet, joiden tulokset selvinnevät vuoden 1989 aikana.

Myöskään kasveissa esiintyvien ravinteiden ja haitta-aineiden (kokonaisfenolien) määrät eivät muualla Pohjois-Fennoskandiassa tehtyjen tutkimusten mukaan korreloi myyrien kannanvaihteluiden kanssa, vaan riippuvat ensisijaisesti kesän lämpötilasta (Jonasson ym. 1986, Laine ja Henttonen 1987, Oksanen ym. 1987, Laine 1988). Myöskin pitkään pohdinnan kohteena olleet kukintavaihtelut näyttävät valtaosin olevan jyrksijöiden (ja muiden eläinten) kulutuksen aiheuttamia (Andersson ja Jonasson 1986).

Loppupäätelmiä

Olen edellä korostanut petojen mahdollisesti suurta merkitystä pohjoisen myyräsykleissä, mutta yhtä lailla haluan korostaa, ettei ravinnon merkitystä pidä millään muodoin unohtaa. On aivan selvää, että ravinnolla on huomattava merkitys myyrien dynamiikassa. Vaikka käsitykseni tällä hetkellä onkin se, että pedot aiheuttavat runsaudenvaihtelun jaksollisuuden (kannanvaihtelujakson pituuden), niin myyräkannan nousu- ja huippuvaiheessa ravintotekijät voivat paljolti ratkaista sen, minkälatuinen myyrähuipusta muodostuu: tuleeko myyrävuodesta oikein iso huippu, vaiko vain kohtalainen; mitkä lajit ovat tällä kertaa runsaimpia jne. Peräkäiset myyrähuiput voivat koostumukseltaan poiketa huomattavasti toisistaan (Henttonen ym. 1977, Henttonen ym. 1987). Mahdollisten pitkäaikaisten satunnaisten ravinnonvaihtelujen osuinen sopivasti myyrien nousuvaiheeseen voi melkoisesti vaikuttaa

seuraavan huippuvaiheen luonteeseen (Henttonen 1986).

Myöskään tautien merkitystä ei pidä unohtaa; niilläkin on varmasti oma osuutensa myyrien runsaudenvaihteluissa, mutta ne voivat pikeminkin olla satunnaista vaihtelua lisäävä tekijä kuin varsinainen runsaudenvaihtelun perussy. Tärkeimpiä taudinaiheuttajia ovat luultavasti mikroparasiitit (virukset ja bakteerit); esimerkiksi mato- maisten loisten merkitys ei Pallaksen tutkimusten perusteella riitä myyräkantojen säätelyyn (Haukisalmi ym. 1988).

Kirjallisuus

- Andersson, M. & Jonasson, S. 1986. Rodent cycles in relation to food resources on an alpine heath. *Oikos* 46:93—106.
- Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Decologia* (Berl.) 62:199—208.
- Brummer-Korvenkontio, M., Henttonen, H. & Vaheri, A. 1982. Hemorrhagic fever with renal syndrome in Finland: ecology and virology of Nephropathia epidemica. *Scand. J. Inf. Dis., Suppl.* 36:88—91.
- Erlinge, S. 1987. Predation causing non-cyclicity in a microtine population. *Oikos* 50:347—352.
- , Göransson, G., Hansson, L., Högstedt, G., Liberg, O., Nilsson, I.N., Nilsson, T., Schantz, T. von & Sylvén, M. 1983. Predation as a regulating factor on small rodent populations in southern Sweden. *Oikos* 40:36—52.
- Hansson, L. 1987. An interpretation of rodent dynamics as due to trophic interactions. *Oikos* 50:308—318.
- & Henttonen, H. 1985a. Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. *Oecologia* (Berl.) 67:394—402.
- & Henttonen, H. 1985b. Regional differences in cyclicity and reproduction in *Clethrionomys* species: Are they related? *Annales Zoologici Fennici* 22:277—288.
- & Henttonen, H. 1988a. Rodent dynamics as community processes. *Trends in Ecology and Evolution* 3:195—200.
- & Henttonen, H. 1988b. Rodents, predation and wildlife cycles. *Finnish Game Research* (painossa).
- Haukisalmi, V. 1986. Frequency distributions of helminths in microtine rodents in Finnish Lapland. *Annales Zoologici Fennici* 23:141—150.
- , Henttonen, H. & Tenora, F. 1987. Parasitism by helminths in the grey-sided vole *Clethrionomys rufocanus* in northern Finland: influence of density, habitat and sex. *J. Wildl. Dis.* 23:233—241.
- , Henttonen, H. & Tenora, F. 1988. Dynamics of common and rare helminths in the bank vole *Clethrionomys glareolus* and red vole *C. rutilus* in Finnish Lapland. *J. Anim. Ecol.* 57 (painossa).
- Henttonen, H. 1985. Predation causing extended low densities in microtine cycles: Further evidence from shrew dynamics. *Oikos*: 45:156—157.

- 1986. Causes and geographic patterns of microtine cycles. *Väitöskirja*, Helsingin yliopisto, 9+107 s.
- 1987. The impact of spacing behavior in microtine rodents on the dynamics of least weasels *Mustela nivalis* — a hypothesis. *Oikos* 50:366—370.
- 1988. Pohdintoja metsäarakenteen muutoksen vaikutuksesta myyräkantoihin ja sitä kautta pikkupetoihin ja kanalintuihin. *Suomen Riista* 35 (painossa).
- & Hansson, L. 1984. Interspecific relations among small rodents in European boreal and subarctic environments. *Acta Zoologica Fennica* 172:61—65.
- & Hansson, L. 1988. Synchrony and asynchrony between sympatric rodent species with special reference to *Clethrionomys*. *Holarctic Ecology* (painossa).
- , 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—227.
- , Kaikusalo, A., Tast, J. & Viitala, J. 1977. Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. *Oikos* 29:581—590.
- , Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisalme, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? *Oikos* 50:353—365.
- Jonasson, S., Bryant, J.P., Chapin, F.S. III, & Andersson, M. 1986. Plant phenols and nutrients in relation to variations in climate and rodent grazing. *American Naturalist* 128:394—408.
- Korpimäki, E. 1985. Predation causing synchronous decline phases in microtine and shrew populations in western Finland. *Oikos* 46:124—127.
- Laine, K. 1988. Long-Term variations in plant quality and quantity in relation to cyclic microtine rodents at Kälpijärvi, Finnish Lapland. *Väitöskirja*, Oulun yliopisto.
- & Henttonen, H. 1983. The role of plant production in microtine cycles in northern Fennoscandia, *Oikos*. 40:407—418.
- & Henttonen, H. 1987. Phenolics/nitrogen ratios in the blueberry *Vaccinium myrtillus* in relation to temperature and microtine density in Finnish Lapland. *Oikos* 50:389—395.
- Lindén, H. 1988. Finnish tetraonid fluctuations. *Finnish Game Research* (painossa).
- Marcström, V. & Engren, E. 1982. Fältförsök på skärgårdsöar: hård jakt på rovvilt fördubblade skogsfågelstammen. *Svensk Jakt* 120:102—105.
- May, R. 1981. Models for single populations. In: May, R.M. (ed.), *Theoretical ecology: principles and applications*. Blackwell, Oxford, pp. 5—29.
- Oksanen, L. 1988. Ecosystem organization: mutualism and cybernetics or plain Darwinian struggle for existence. *American Naturalist* 131:424—444.
- , Oksanen, T., Lukkari, A. & Sirén, S. 1987. The role of phenol-based inducible defense in the interaction between tundra populations of the vole *Clethrionomys rufocanus* and the dwarf shrub *Vaccinium myrtillus*. *Oikos* 50:371—380.

Total of 32 references

SUMMARY

Population fluctuations of microtine rodents: Aspects of geographic patterns, and a case study of genuine cycles at Pallasjärvi, Finnish Lapland

The old dogma of general occurrence of regular population cycles in microtine cycles is changing to a community approach emphasizing the clear geographic patterns found in microtine dynamics and their dependence on local physical and biotic circumstances (Hansson and Henttonen 1988). In fact, most microtine populations are not cyclic (Hansson and Henttonen 1985a). There are pronounced gradients in microtine cyclicity in Fennoscandia, cyclicity increasing towards the north. The local cyclicity patterns are strongly and positively correlated with the mean duration and maximum depth of snow cover.

The conceptual framework for these patterns is as follows. In northern Fennoscandia the long winter and thick snow cover protect rodents from generalist predators; these factors also reduce the amount of alternative prey to all predators. On the other hand, small specialist predators are able to prey under the snow and are the important predator group. Their dependence on small rodents, however, leads to time

lags and cycles. In the snowfree areas in southern Fennoscandia the availability of rodents is better and there is much more alternative prey; this favors the role of the generalist predators which can in a flexible way change from one prey group to another. This promotes stability.

The Pallasjärvi project takes place at the heart of real cycles in Finnish Lapland. Since its start in 1970, the project has included extensive monitoring of microtine density patterns, later intensive experiments on the effect of supplemental food on microtine dynamics, and intensive monitoring of the dynamics of small predators. The results suggest that the frequency (length of the cycle period) of cycles is due to specialist predation but that food quality and quantity can have considerable impact on local densities during peak years. Also the changes in the species composition from one peak to another could be due to variation in species specific food supplies in the increase phases of cycles.

JAUROJOKILAAKSON TUULENKAATOALUEEN INVENTOINTI URHO KEKKOSEN KANSALLISPUISTOSSA

Heikki Kauhanen

Johdanto

Erilaiset häiriötekijät ovat olennainen osa luonnontilaisten metsien dynamiikkaa (Canham ja Marks 1985, Runkle 1982, Stewart 1986, White 1979, Zackrisson 1977). Etenkin myrsky ja kulo synnyttävät metsään aukkoja, jotka ovat sopivia kasvupaikkoja nuoremmille puusukupolville. Pohjoisten havumetsien on todettu palaneen menneisyydessä useammin kuin on yleisesti arveltu (Zackrisson 1977). Metsäpalojen torjunnan käynnistyttyä kulon merkitys on kuitenkin vähentynyt olennaisesti. Tästä johtuen myrskyn osuus luonnontilaisten metsiemme uudistumisessa on nykyään suurempi kuin ennen vanhaan.

Tuulen aiheuttamia metsätuhoja on maasamme tutkittu varsin vähän, vaikka tarve on aivan ilmeinen. Viime aikoina maan eri puolilla sattuneet suurtuhot ovat kuitenkin antaneet aiheen eräille alan tutkimuksille (Laiho 1987, Nikula 1988, Saarenmaa 1987).

Myrskyn merkitys metsäyhteisön toiminnalle on jäänyt erityisen vähälle huomiolle, sillä alan tutkimus on keskittynyt talousmetsissä sattuneisiin vahinkoihin. Koska talousmetsien tuulituhot eivät sovellu perustutkimuksen tarpeisiin, on myrskymetsien dynamiikan seuranta käytännössä vaikeaa. Luonnonmullistusta, joka muuttaisi sopivan metsäalueen sopivaksi tutkimuskohteeksi, voidaan joutua odottamaan pitkään.

Lokakuun 16. päivänä 1985 puhalsi Sirkka-myrsky Urho Kekkonen kansallispuiston läpi kaataen metsää erityisesti syrjäisessä Jaurujoen laaksossa. Kun puut jätettiin sijoilleen, jäi myrskyn jäljille ainutlaatuinen luonnonlaboratorio metsäntutkimukselle. Tämä ennalta odottamaton tilanne antoi mahdollisuuden käynnistää myrskymetsien uudistumistutkimus. Sitä varten Jaurujokilaaksoon perustettiin joukko pysyviä koealoja, joiden puusto mitattiin. Tässä artikkelissa esitetään alustavia tuloksia inventoinnista.

Tämä tutkimus käynnistyi 1986 Rovaniemien työvoimapiiriin myöntämän määrärahan

avulla. Vuonna 1987 työ jatkui ympäristöministeriön metsähallitukselle myöntämällä tutkimusmäärärahalta. Urho Kekkonen kansallispuiston henkilökunta auttoi monella tavoin maastotöiden järjestelyissä. Maastotöissä avustivat Seppo Hautamäki, Sulo Norberg, Jouko Kuivisto, Aarno Saarinen ja Pertti Lehtinen. Metsähallituksen yhteishenkilönä toimi erikoissuunnittelija Seppo Kallonen. Esitän parhaimmat kiitokseni kaikille tutkimuksen toteuttamiseen myötävaikuttaneille.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalue

Jaurujoen laakso erottaa Saariselän tunturialueen Kemijoen latvoilla levittäytyvästä suo- ja vaara-alueesta. Länsiosassaan laakso avautuu itään, mutta idempänä suunta muuttuu koilliseksi. Laakson pohja laskee 240 metrin tasolta valtakunnan rajalle mennessä noin 100 m alemmaksi. Idässä laakso on syvimmillään: etelälaidan rinne kohoaa 170—190 m laakson pohjaa ylemmäksi. Muutaman kilometrin etäisyydellä kohoavat 600—700 m korkeat tunturit suojaavat laaksoa pohjoistuulilta.

Tutkimusalue sisältyy kokonaisuudessaan granulatiiviyöhykkeeseen (Perttunen 1984). Maaperä koostuu pääasiassa moreeneista, jotka paikoin ovat hyvin kivisiä. Laakson pohjalla on jokiterasseja, joiden aineksena on sora tai karkea hiekka. Turvemaita tutkimusalueella on hyvin vähän.

Laakson pohjoispuolta hallitsevat kuivantyyppiset mäntykankaat. Etelälaidan luoteeseen viettävällä rinteellä, missä on kosteampaa, kuusi saa ylivoimaa laajoilla alueilla. Varjoisat paksusammalkuusikot ovat erityisen tyypillisiä Auhtiselällä. Koivua esiintyy sekapuuna sekä mänty- että kuusivaltaisissa metsissä. Valtapuuna se esiintyy harvoin, lähinnä metsänrajan läheisyydessä ja pieninä kuvioina kosteilla rinteillä.

Inventointimenetelmät

Tutkimusalueeksi rajattiin metsähallituksen laatimaan tulenkaatokarttaan ja maastohavaintoihin nojautuen kunnanrajan ja Iso-ojan välinen alue, jonne pahimmat tuhot keskittyvät. Rajaukseen vaikutti myös tukikohtana toimivan Tahvontuvan sijainti. Koealojen tuli sijaita

siten, ettei niiden saavuttaminen kuluttanut kohtuuttomasti työaikaa. Äärimmäiset koealat sijaitsevat noin 8 kilometrin etäisyydellä toisistaan.

Tutkimusalueelle perustettiin vuosina 1986 ja 1987 21 pysyvää koealaa (kuva 1), kooltaan 40 × 40 metriä. Kohteiden valinnassa ja puuston mittauksissa noudatettiin soveltaan Metsäntutkimuslaitoksen ohjeita (Anon 1983). Koealoja perustettiin tuhoasteeltaan erilaisiin kuvioihin laakso-, rinne- ja lakimetsiköihin. Tutkimus keskitettiin männiköihin, koska valtaosa tuhoista esiintyy niissä.

Koealat sijoitettiin subjektiivisesti topografialtaan ja rakenteeltaan yhtenäisiin metsiköihin reunoja vältellen. Rajauksessa pyrittiin välttämään tulkinvaraisia rajapuita. Tuulenkaato luettiin koealalle kuuluvaksi, jos puun sijaintipiste ennen kaatumista projisoitui koealan sisälle. Niitä koealalle kaatuneita puita, joilla juuristo oli koealan ulkopuolella ei sisällytetty mittauksiin.

Koealoilta tehtiin seuraavat havainnot: metsätyyppi, kaltevuus, viettosuunta, korkeus merenpinnan yläpuolella ja maalaji. Metsätyyppi määritettiin maastossa silmämääräisesti Kalelan (1961) ja Sepposen ym. (1982) luokitusta soveltaen. Kaltevuus mitattiin geologikompasilla ja maaston korkeus määritettiin likiarvona topografikartan (1:50000) avulla. Koealoilta luettiin ja mitattiin kaikki runkopuut eli ne, joiden läpimitta rinnantasalta oli vähintään 5 cm yhden sentin tasaavalla luokituksella. Ne luokiteltiin pystypuihin, kallistuneisiin, konkeloihin (nojalleen jääneet), katkenneisiin ja juurineen kaatuneisiin. Pystypuihin sisällytettiin vain myrskyltä säästyneet puut, kaikki muut luettiin tuulenkaatoihin. Lisäksi puut luokiteltiin eläviin ja kuolleisiin sekä lajin perusteella.

Kaikista runkopuista mitattiin rinnankorkeusläpimitta ja korkeus. Läpimitta mitattiin mittasaksilla yhden sentin tasaavaan luokitukseen perustuen. Tulevaisuudessa toistettavia mittauksia varten mittauskorkeus merkittiin kaarnaan maalivasaralla. Pystypuiden korkeus mitattiin Suunto-hypsometrillä, kaatuneiden mitanauhalla. Kaatuneista puista mitattiin lisäksi yläläpimitta 6 metrin korkeudelta ja 5 viimeisen vuoden pituuskasvu. Läpimitaltaan alle 5-senttisiä puita käsiteltiin taimina. Ne jaettiin kahteen luokkaan, yli ja alle 1 metrin pituisiin, ja niiden lukumäärät kirjattiin. Valtapuutta edustavista tuulenkaadoista valittiin 6—7 runkoa, joista kairattiin lastut ikämäärityksiä varten. Pintakasvillisuuden rikkoutuminen havainnoitiin arvioimalla jokaisen juurikuopan pinta-ala.

Vuonna 1987 selvitetiin puiden tilajärjestys neljällä koealalla. Sitä varten koeala jaettiin aarin suuruisiin osaruutuihin ja jokaiselle puulle mitattiin koordinaatit (vrt. Kimura ym. 1986). Kahdella näistä koealoista mitattiin latvusten mitat Osziyanin (1986) kuvaamalla menetelmällä. Lisäksi arvioitiin tuulenkaatojen kaatumissuunnat kompassin avulla.

Koealat valokuvattiin tietyltä korkeudelta (1,3—1,4 m) perusnurkasta ja sen vastakkaisesta nurkasta 6 × 4,5 koon kameralla (Mamiya 1000 S) sekä mustavalko- että värifilmille. Kinofilmikameralla koealat kuvattiin diaphragmille jokaisesta kulmasta. Syyskuussa 1986 tuulenkaatoaluetta valokuvattiin diamateriaalille lentokoneesta.

Aineiston käsittely

Mittausaineiston perusteella koealoille laskettiin tiheydet ennen myrskyä ja myrskyn jälkeen. Jälkimmäiseen arvoon ei sisällytetty myrskyn vahingoittamia pystypui-

ta (konkeloon kaatuneet, katkenneet ja kallistuneet). Läpimitta- ja korkeusaineistoista laskettiin koealakohdaiset keskiarvot koko puustolle sekä pystypuille ja tuulenkaadoille erikseen. Runkotilavuudet laskettiin läpimittaan ja korkeuteen perustuvilla Näslundin (1947) yhtälöillä, jotka on tarkoitettu rinnantasalta yli 5 cm: puiden kuutioimiseen.

Kartoitettuja koealoista piirrettiin puiden tilajärjestystä kuvaavat kartat, joissa puut luokiteltiin eläviin ja kuolleisiin sekä lajin perusteella. Jos koealalla oli tuulenkaatoja, myrskyä edeltänyt ja myrskyn jälkeinen tilanne kuvattiin erillisillä kartoilla.

Tuulenkaatojen eroavuutta pystypuista em. muuttujan suhteen tutkittiin t-testillä. Tarkastelu suoritettiin alueittain siten, että lähekkäiset koealat yhdistettiin. Lakialueiden koealat yhdistettiin suuresta etäisyydestä huolimatta yhdeksi aineistoksi.

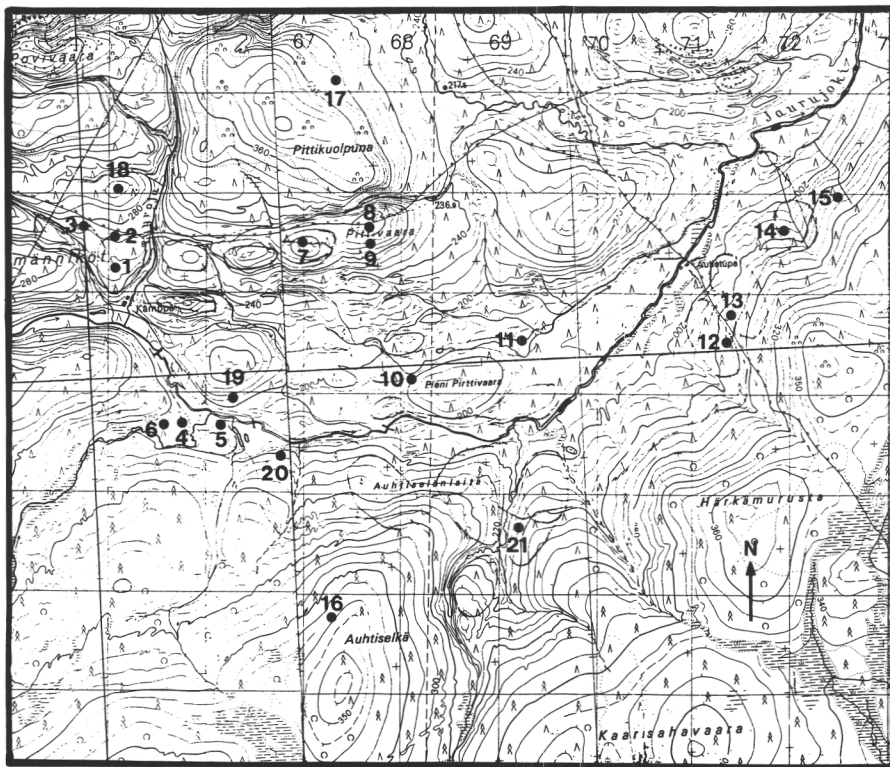
Tulokset ja niiden tarkastelu

Topografisen sijainnin mukaan koealat jakautuvat seuraavasti: kuusi on laakson pohjalla, neljä etelärinteellä, seitsemän pohjoisen puoleisella rinteellä, yksi tunturin itäisivulla ja kolme lakialueilla (kuva 1). Sijaintikorkeus vaihtelee laakson pohjalta (185 m) tuntureiden etumaastossa kohoavien vaarojen laelle (330 m) saakka (taulukko 1).

Kuiva varpu-jäkäläkangas on koealametsiköiden vallitseva tyyppi (taulukko 1). Kui-

Taulukko 1. Koealojen yleistietoja.
Table 1. Characteristics of the sample plots.

Koeala no	Koeala koodi	Metsä- tyyppi	Korkeus m mpy.	Kalte- vuus	Suunta
Sample plot no	code	Forest site type	Altitude m asl.	Slope	Exposure
1.	T1	ErCIT	250	0	
2.	T2	ErCIT	270	0	
3.	TK	ErCIT	270	0	
4.	A1	CIT	195	2	NNE
5.	A2	ErCIT	195	0	
6.	AK	CIT	195	0	
7.	P1	ErCIT	320	2	NW
8.	P2	ErCIT	330	0	
9.	PK	EVT	300	5	S
10.	PP1	EMT	195	6	WNW
11.	PP2	UVET	185	0	
12.	H1	VMT	250	9	W
13.	H2	EMT	250	8	W
14.	PS1	ErCIT	250	3	NNW
15.	PS2	ErCIT	270	5	NW
16.	AS	HMT	310	5	WNW
17.	PK _u	ErCIT	330	5	ENE
18.	TV	ErCIT	310	0	
19.	J1	EMT	210	6	SSE
20.	J2	HMT	205	6	N
21.	KSV	VMT	230	10	W



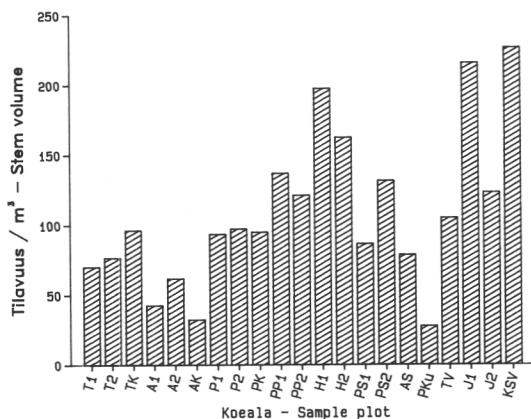
Kuva 1. Koealojen sijainti.
Fig. 1. Location of the sample plots.

vinta tyyppiä edustavat jokiterassien jäkäläkankaat ja tuoreinta Auhtiselän paksusammalkuusikot (koealat 16 ja 20). Valtaosa tutkituista kohteista sijaitsee männikössä, kaksi mäntyvaltaisessa metsikössä (n:ot 10 ja 21), kaksi kuusikossa ja yksi mäntymetsän ja subalpiinisen koivikon vaihtumisvyöhykkeessä (n:o 17). Aineisto sisältää 17 tuulenkaato-koealaa ja neljä myrskyltä säästyneisiin kuvioihin perustettua kontrollia (n:ot 3, 6, 9 ja 19).

Puuston tilavuus ennen myrskyä vaihteli 27—226 m³ hehtaarilla (kuva 2). Se oli pienin karukkokankailla ja havumetsävyöhykkeen ylälaidalla (Pku) ja suurin harvennusvaiheen metsikössä (J2). Suurin kokonaistilavuus (226,4 m³/ha) mitattiin Kaarisahavaaran kuusisekoitteisessa männikössä.

Koealoilta mitattiin 1390 puuta, joista 87,3 % oli eläviä ja 12,7 % kuolleita (taulukko 2). Puulajeittain rungot jakautuivat seuraavasti: mäntyjä 78,1 %, kuusia 16,8 % ja koivuja 5,0 %.

Männiköihin painottuvasta menetelmästä johtuen luvut eivät ilmennä puulajien todellisia suhteita. Myrskyltä säästyneitä puita ai-



Kuva 2. Runkotilavuus koealoittain.
Fig. 2. Stem volume by sample plot.

neistossa oli 55,3 % ja myrskyn vaurioittamia 44,7 %.

Männyn keskipituus vaihteli 9,1—18,4 metrin välillä (taulukko 3). Suurimmat keskipituudet tavattiin luoteeseen ja länteen viettävillä rinteillä. Puuston pituus oli alimmillaan

karukkokankailla ja havumetsänrajan läheisyydessä. Pisimmät yksittäiset puut (24 m) olivat mäntyjä ja tavattiin Härkämurustan rinteellä (H1). Keskimääräinen rinnankorkeusläpimitta vaihteli 15—30 cm. Järeimmät männiköt ennen myrskyn käsittelyä olivat Peuraselällä, Kaarisahavaaralla ja Pittivaaralla (taulukko 3).

Maaston korkeudella ja rinteiden suunnalla on yleensä selvä vaikutus puustotunnuksiin

Taulukko 2. Koealoilta mitattu puusto puulajeittain ja vaurioluokittain.

Table 2. The measured trees of all sample plots by species and damage class.

	Mänty <i>Pine</i> n	Kuusi <i>Spruce</i> n	Koivu <i>Birch</i> n	Kaikki <i>Total</i> n	%
Elävät — <i>Living</i>	926	217	70	1213	87,3
Kuolleet — <i>Dead</i>	160	17	0	177	12,7
Koskemattomat <i>Undamaged</i>	646	65	58	769	55,3
Juurineen kaat. <i>Uprooted</i>	495	76	8	579	41,7
Konkelot <i>Lodged</i>	12	6	0	18	1,3
Kallistuneet <i>Tilted</i>	9	4	2	15	1,1
Katkenneet <i>Broken</i>	3	4	2	9	0,6
Yhteensä kpl <i>Total n</i>	1086	234	70	1390	
%	78,1	16,8	5		100

(Poso ja Kujala 1973, Roiko-Jokela 1980, Norokorpi ja Kärkkäinen 1985). Tässä tutkimuksessa Pittikuolpunan (taulukko 3) metsikköä kuvaavat tunnuksat epäilemättä ilmentävät rinteiden suunnasta (NE) ja korkeudesta (330 m) johtuvaa olosuhteiden heikentymistä. Sen sijaan muilta osin keskipituus ei vähene johdonmukaisesti korkeuden ja rinteiden suunnan muuttuessa. Tämä johtunee suuresta määrin tutkimusalueen erikoisesta topografiasta ja maaperätekiöistä. Paisteisella etelärinteellä ja laakson pohjan lajittuneilla terasseilla kuivuuden suhteellinen osuus metsänkasvua rajoittavana tekijänä korostuu, jolloin kasvun ja lämpöolojen välinen suhde hämärtyy.

Suurimmat tilavuudet (kuva 2) ja pituudet (taulukko 3) mitattiin laakson etelälaidalla. Koska kyseisillä koealoilla (H1 ja KSV) maasto viettää länteen, ovat ne riittävän paisteisia. Toisaalta kasvukautiset kosteus-suhteet säilyvät edullisempina kuin laakson vastakkaisen laidan etelään viettävällä rinteellä.

Puustotunnusten perusteella myös vaarojen lakialueet osoittautuivat tutkimusalueella metsänkasvulle edullisemmiksi kuin etelärinne ja jokiterassit. Lakimetsien hyväkasvuisuus ilmentanee tunturien antamasta suojasta johtuvaa kasvuolosuhteiden edullisuutta. Lisäksi kyseiset lakialueet ovat huomattavasti metsänrajan alapuolella. Toisaalta kos-

Taulukko 3. Keskilämpömitat ja -pituudet männillä koealoittain.

Table 3. The mean diameters and heights in pine by sample plot.

Koeala <i>Sample plot</i>	Keskilämpömitat cm <i>Mean diameter</i>			Keskipituus m <i>Mean height</i>		
	Kaikki <i>All trees</i>	Pysty- puut <i>Standing trees</i>	Tuulen- kaadot <i>Wind- throws</i>	Kaikki <i>All trees</i>	Pysty- puut <i>Standing trees</i>	Tuulen- kaadot <i>Wind- throws</i>
T1	21,0	19,6	24,0	13,9	13,0	16,0
T2	17,0	14,5	17,9	12,8	10,6	13,6
TK	22,9	22,9		12,9	12,9	
A1	20,0	10,8	24,6	10,2	5,7	12,5
A2	18,7	17,6	18,9	12,9	12,1	13,0
AK	19,8	19,8		9,1	9,1	
P1	27,0	23,9	28,6	14,6	12,8	15,6
P2	27,8	21,7	29,7	12,7	9,3	13,7
PK	29,5	29,5		15,7	15,7	
PP1	20,4	19,2	22,3	16,1	15,5	16,9
PP2	26,9	24,9	28,3	17,4	16,1	18,3
H1	25,3	18,6	26,3	18,4	17,3	18,6
H2	23,0	22,1	26,9	15,0	14,5	17,5
PS1	29,1	26,3	29,7	14,8	13,1	15,2
PS2	30,0	39,0	28,6	15,9	20,2	15,4
PKu	16,1	12,6	22,2	9,5	7,3	13,4
TV	27,1	27,9	26,3	14,2	13,5	14,9
J1	15,1	15,1	15,5	14,4	14,4	15,9
KSV	28,4	24,0	29,2	17,8	16,0	18,1

Taulukko 4. Runkoluku ennen myrskyä (em) ja myrskyn jälkeen (mj) sekä tuhoaste (%) runkoluvusta koealoittain.

Table 4. Number of stems before and after the storm, and damage (as percentage of no of stems) by sample plot.

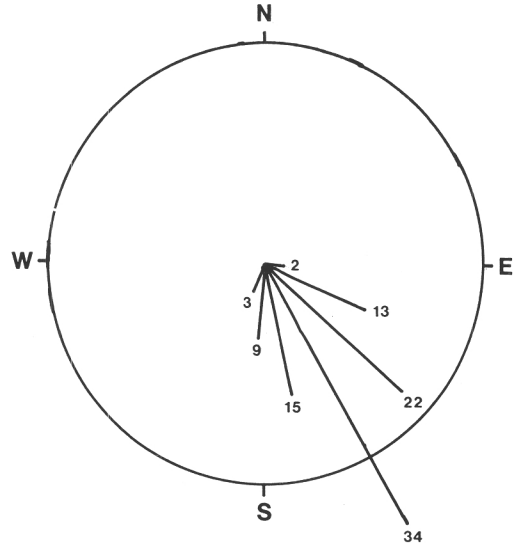
Koeala Sample plot	Runkol. em n/ha No of stems bef. storm	Runkol. mj n/ha No of stems after storm	Tuho % Damage
T1	300	225	25,0
T2	475	150	68,4
TK	294	294	0
A1	194	75	61,3
A2	306	81	73,5
AK	112	112	0
P1	275	106	61,4
P2	256	94	63,4
PK	206	206	0
PP1	600	300	50,0
PP2	281	125	55,6
H1	531	81	84,7
H2	550	462	15,9
PS1	231	75	67,6
PS2	244	50	79,5
AS	794	250	68,5
PKu	300	219	27,1
TV	262	137	47,6
J1	1581	1569	0,8
J2	622	106	69,6
KSV	544	87	83,9

teusolot ovat edullisemmat kuin etelärinteellä ja laakson pohjalla.

Metsikön tiheys ennen myrskyä vaihteli enimmäkseen välillä 250–400 runkoa/ha (taulukko 4). Jokiterassien karukkokankailla runkoluku oli alle 200 kpl/ha, sen sijaan Härkämurustan luoteisrinteellä yli 500 kpl/ha. Muista poiketen harvennusvaiheen (koeala J2) männikössä saatiin moninkertainen tiheys (1581 runkoa/ha). Kuusisekoitteiset männiköt (Pp1 ja KSV) olivat tiheimpiä kuin puhtaat männiköt. Kuusikkokoealoilla (AS ja J2) hehtaarihiheydet olivat 794 ja 622.

Myrskyn vaikutukset

Seitsemästä eri kohteesta kerätty 350 rungon aineisto (kuva 3) osoittaa, että myrskypuiden kaatumissuunnassa oli huomattavaa vaihtelua. Eteläkaakko ja kaakko olivat yleisimmät kaatumissuunnat. Keskimääräiseksi suunnaksi saatiin 148 astetta eli eteläkaakko. Etelän ja itäkaakon välille kaatui 83 % otoksen puista. Kaatumissuunnan hajonta vastaa hyvin Sirkan päivänä puhaltaneen tuulen suunnanvaihtelua.

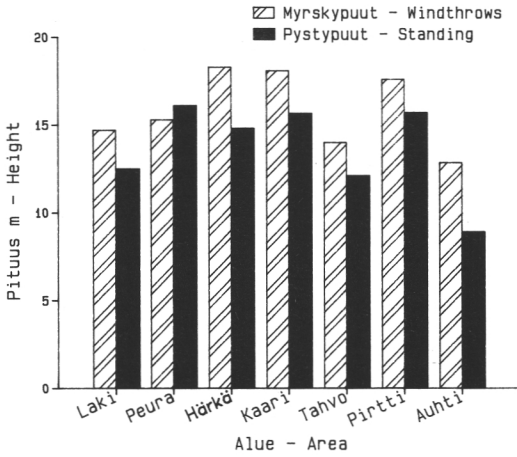


Kuva 3. Puiden kaatumissuunta.
Fig. 3. Direction of windthrown trees.

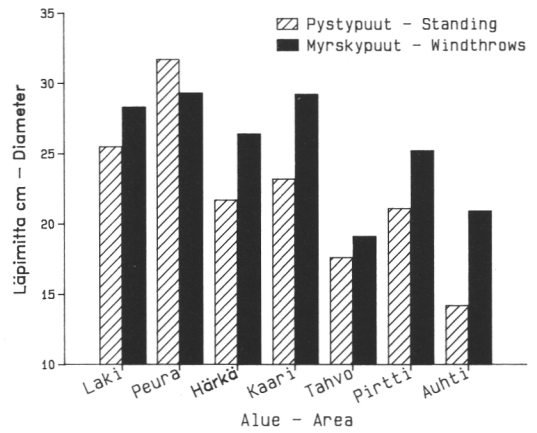
Myrskypuista valtaosa (93,2 %) oli juurineen kaatuneita (taulukko 2). Konkeloon kaatuneiden, kallistuneiden ja katkenneiden puiden yhteisosuus oli alle 7 prosenttia. Katkenneiden puiden vähäiseen määrään selitys löytyy juuristo- ja maaperätekijöistä. Havaintojen mukaan kaatuneilla männyillä oli varsin matala juuristo, jollaisen antama tuki ei ole riittävä harvoin esiintyviä myrskyjä vastaan. Myös maaperän tuki oli vähäinen, koska maa oli myrskypäivänä vielä sula ja syysateiden vuoksi märkä.

Suurimmat tuhot Sirkka-myrsky aiheutti tuulenpuoleisten rinteiden keskiosissa. Voimakkaasti harventuneita kuvioita esiintyy myös vaarojen lakialueilla ja pienempialaisina jopa laakson pohjalla. Tuulenskaatojen osuus tutkittujen koealojen runkoluvusta vaihteli nolasta 84,7 prosenttiin (taulukko 4). Runkoluku aleni 10–30 % neljällä, 50–70 % kymmenellä ja yli 70 % kolmella koealalla. Myrskyn seurauksena runkoluku aleni yleisesti ottaen alle 200:n/ha, kolmanneksella koealoista jopa alle 100:n/ha. Koskemattomina säilyneet kontrollimetsiköt sijaitsivat tuulen suuntaan nähden suojapuolella.

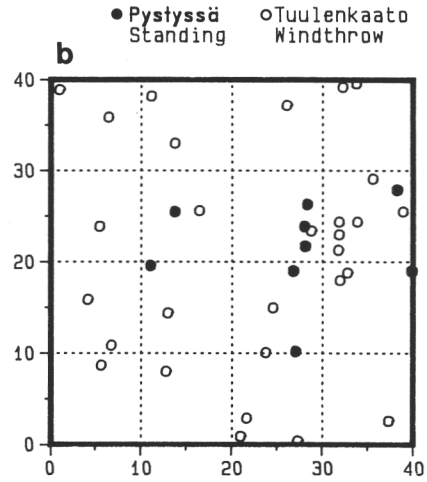
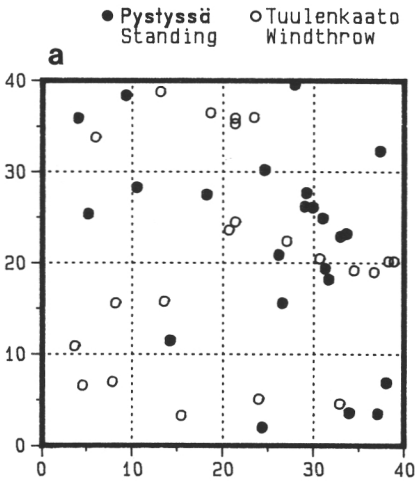
Tuulenskaatojen keskipituus ja -läpimitta olivat paria koealaa lukuun ottamatta suuremmat kuin myrskyltä säästyneillä puilla (kuvat 4 ja 5). Eryteisesti pituuden kohdalla ero oli tilastollisesti merkitsevä. Tuhoalttituden on aiemmissakin tutkimuksissa (Laiho



Kuva 4. Pystypuiden ja tuulenkaatojen keskipituus männyllä alueittain.
 Fig. 4. Mean height of standing and windthrown trees in pine by area.



Kuva 5. Tuulenkaatojen ja pystypuiden keskiläpimitta männyllä alueittain.
 Fig. 5. Mean diameter of windthrown and standing trees in pine by area.



Kuva 6. Puiden tilajärjestys kohtalaisen (a) ja raskaan tuhon metsikössä (b).
 Fig. 6. Spatial distribution of trees in a stand with intermediate (a) and severe damage (b).

1987, Nikula 1988) todettu lisääntyneen puiden pituuden kasvaessa.

Tilajärjestyksen kartoittaminen osoitti, että puiden horisontaalinen jakaantuminen ennen myrskyä oli epätasainen tutkituilla tuulenkaatokoealoilla (kuva 6). Myrskyn harvennus muutti tilajärjestyksen entistä epätasaisemmaksi. ”Tyyrvaaran’ lakimänniköön syntyi viisi tyhjää osaruutua. Peurase-län koealalla harvennus oli niin voimakas, että runkopuita jäi vain muutamaan osaruutuun.

Kuvan 6 esittämät koealat ovat melko harvapuustoisia, ja niillä on ilmeisesti ollut

vapaata kasvutilaa ennen myrskyäkin. Tilajärjestyksen kuvaaminen pelkästään puiden kasvupisteiden avulla ei kuitenkaan vastaa täysin todellisuutta. Latvuksen epäsymmetrian ja rungon kallistuneisuuden vuoksi latvuksen keskipiste saattaa poiketa huomattavastikin rungon sijaintipisteestä (Ishizuka 1984). Erityisesti ryhmittyneillä puilla latvus on vapaan tilan suuntaan huomattavasti laajempi kuin kilpailevan naapurin suuntaan. Siksi todellisen tilajärjestyksen kuvaamisessa tarvitaan myös latvusprojektioita.

Sodankylän observatorion havaintojen mukaan Sirkka-myrskyn nopeus ylitti myrs-

kyn rajan (21 m/s) vain voimakkaimmissa puuskissa. Näin ollen tuulen nopeus sinänsä ei näyttäisi olleen ratkaiseva tuhon syy. On kuitenkin ilmeistä, että Jaurujokilaaksossa tuulen nopeus kasvoi erikoisen topografian vaikutuksesta. Lisäksi tuuli oli lokakuun 16. päivänä hyvin puuskittainen. Pisimpiin puihin kohdistunut myrskyn valikoiva vaikutus viittaa puolestaan siihen, että osaselitys laajaan tuhoon löytyy puiden pituudesta. Alueen metsät ovat yleisesti ottaen saavuttaneet tuulituholle kriittisen korkeuden. Muita tuhon syntyyn vaikuttavia tekijöitä olivat sula maa ja puiden matala juuristo.

Kirjallisuus

- Anon 1983. Metsikkökokeiden maastotyöohjeet 1982. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 96.
- Canham, C.D. & Marks, P.L. 1985. The Response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. In: Pickett, S.T.A. and White, P.S. (eds.). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, USA.
- Ishizuka, M. 1984. Spatial pattern of trees and their crowns in natural mixed forests. Japanese Journal of Ecology 34: 421—430.
- Kalela, A. 1961. Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Parallelypen. Arch. Soc. Zool. Bot. Fenn. "Vanamo" 16 suppl.: 65—83.
- Kimura, M., Kimura, W., Honma, S., Hasuno, T. & Sasaki, T. 1986. Analysis of development of a subalpine *Abies* stand based on the growth processes of individual trees. Ecological Research 1(3): 229—248.
- Laiho, O. 1987. Metsiköiden alttius tuulituholle Etelä-Suomessa. Folia Forestalia 706. s.
- Nikula, A. 1988. Metsiköiden myrskytuhoalttiuteen vaikuttavat tekijät Pohjois-Suomessa. Mauri-myrskyn tuhojälkien tarkastelu. Pro gradu. Metsänhoitotieteen laitos. Helsingin yliopisto.
- Norokorpi, Y. ja Kärkkäinen, S. 1985. Maaston korkeuden vaikutus puusto- ja kasvupaikkatunnuksiin sekä tykkytuhoihin Kuusamossa. Folia Forestalia 632. 26 p.
- Näslund, M. 1947. Funktioner och tabeller för kubering av stående träd. Tall, gran och björk i Södra Sverige samt i hela landet. Medd. från Statens skogsforskningsinstitut 36(3).
- Oszlanyi, J. 1986. Illumination of canopies in two deciduous forest ecosystems. Ekologia (CSSR) 5(4): 337—344.
- Perttunen, V. 1984. Pohjois-Suomen kallioperä, Acta Lapponica Fenniae 12:7—28.
- Poso, S. & Kujala, M. 1973. The effect of topography on the volume of forest growing stock. Seloste: Topografian vaikutus puuston määrään. Communicationes Institut: Forestalis Fenniae 78(2). 29 p.
- Roiko-Jokela, P. 1980. Maaston korkeus puuntuotantoon vaikuttavana tekijänä Pohjois-Suomessa. Summary: The effect of altitude on the forest yield in northern Finland. Folia Forestalia 452. p.
- Runkle, J.R. 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. Ecology 63(5): 1533—1546.
- Saarenmaa, H. 1987. Tuhohyönteisten ja sinistymän esiintyminen myrskyn kaatamissa puissa Lapissa 1983—86. Folia Forestalia 696. 18 p.
- Sepponen, P., Laine, L., Linnilä, K., Lähde, E. ja Roiko-Jokela, P. 1982. Metsätyypit ja niiden kasvillisuus Pohjois-Suomessa. Folia Forestalia 517. 32 p.
- Stewart, G.H. 1986. Forest development in canopy openings in old-growth *Pseudotsuga* forests of the western Cascade Range, Oregon. Can. J. For. Res. 16: 558—568.
- White, P.S. 1979. Pattern, process and natural disturbance in vegetation. Botanical Review 45: 229—299.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. Oikos 29: 22—32.

Total of 19 references

SUMMARY

Inventory of the windthrow area of Jauru Valley in the Urho Kekkonen National Park

Introduction

Natural disturbances play an important role in the dynamics of virgin forests. In the past, both fire and storm were rejuvenating factors in the boreal forest ecosystem. Due to efficient fire suppression during this century, the role of wild fire has decreased sharply. At present, storms are the most important disturbance in virgin boreal forests.

On October 16th, 1985, an exceptionally severe storm blew across the Urho Kekkonen National Park and felled a large number of trees in the most remote part of the park. Because the uprooted trees would remain unharvested, the windfall area in Jauru Valley af-

forded a unique opportunity to start a long-term survey dealing with the regeneration of virgin forests.

Material and methods

In 1986 and 1987, permanent sample plots were established throughout the topographical spectrum in the central part of the windfall area. Both windthrown and standing trees were measured, and a number of site factors estimated. In four of the 21 plots, spatial distribution of trees was monitored. Every plot was photographed for future comparisons.

Results and discussion

Before the storm stand density ranged between 200—600 stems/ha in most cases (Table 4). One pine stand of shelf-thinning stage had as high a density as 1581 stems/ha. Stem volume ranged between 27—226 m³/ha (Fig. 2), mean height between 9.1—18.4 m and mean diameter between 15.1—30.0 cm (Table 3).

Among the 1390 trees measured in the plots, 55.3 % were intact and 44.7 % damaged by the storm. Damage was characterized by a high proportion (93.2 %) of uprooted trees (Table 2). Only 1.4 % of the damaged trees had snapped. The rest were tilted or left leaning against other trees.

The storm did not fell all trees at any site but reduced stand density more or less (Table 4). The number of trees declined 50—70 % in most of the plots investigated. In two cases more than 80 % of the trees were da-

amaged. Thinning of stands appeared to decrease homogeneity of spatial distribution (Fig. 6).

Topography played an important role in the occurrence of windthrow. The most extensive and heaviest damage was found on windward, middle slopes. Severe damages but smaller in area were common also on hill-tops and even on the valley floor.

The proportion of windthrown trees increased significantly with an increase in height. This indicates that many of the stands in Jauru Valley had exceeded the critical height. Besides topography and tree height there were some other factors due to the severity of the windthrow. Because the ground was wet and free of frost, the holding properties of soil were weak. The shallowness of the root systems observed throughout the study area might also have increased the susceptibility of trees to windthrow.

TUHOHYÖNTEISTEN JA SINISTYMÄN ESIINTYMINEN MYRSKYN KAATAMISSA PUISSA URHO KEKKOSEN KANSALLISPUISTOSSA

Hannu Saarenmaa, Kari Heliövaara ja Rauno Väisänen

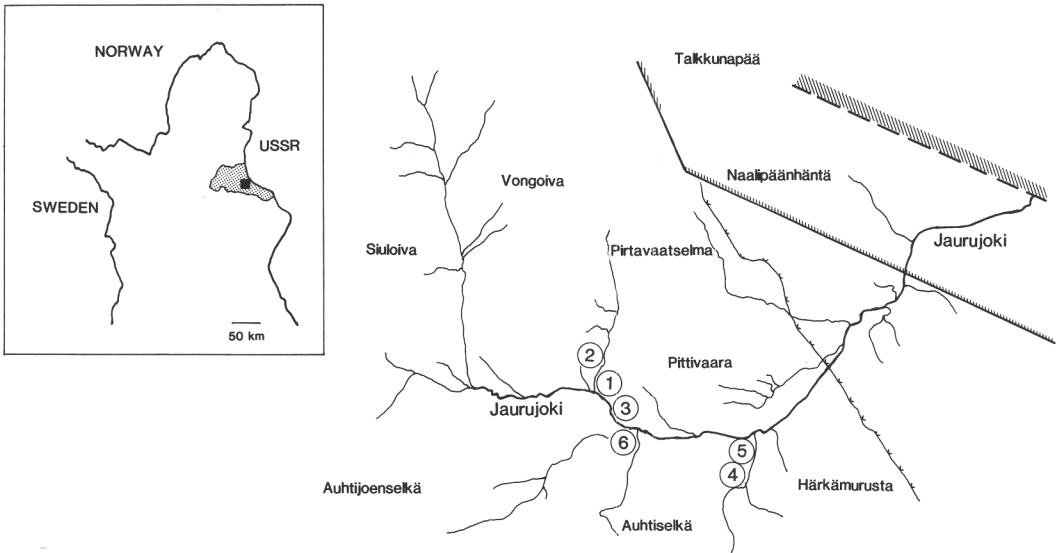
Johdanto

Vanhoja puita kasvavat aarnimetsät kuuluvat olennaisena osana havumetsävyöhykkeen ekosysteemiin. Myrskyn tai kulon jälkeen metsään syntyy aukkoja nuoremmille puusukupolville kasvupaikoiksi. Luonnontilaisissa metsissä näyttääkin vallitsevan erilaisten häiriöiden leimaama dynaaminen tila. Luonnon monipuolisuuden kannalta tuulenkaatamalla puilla on huomattava merkitys. Kuolleissa ja lahoavissa puissa ja rungoilla kasvilla lois- ja lahottajasienillä elää monilajinen hyönteisfauna. Kaatuneet puut tarjoavat lisäksi lisääntymispaikkoja monille jäljelle jäänyttä metsää uhkaaville tuhohyönteisille.

Metsänhoidolliselta kannalta tarkasteltuna myrskyn vaikutukset ovat yksinomaan kielteisiä: keskenkasvuinen metsä tuhoutuu tai sen laatu alenee, järeiden puiden tukkiosuus menetetään ja murrokkojen korjuu on vaarallista ja kallista. Myrskyn jälkeen kaatunut puusto on korjattava nopeasti tuhohyönteisten lisääntymisen ja puiden pilaantumisen estämiseksi.

Inarin ja Sodankylän alueilla puhalsi lokakuun 16. päivänä 1985 Sirkka-myrsky. Myrsky kaatoi Urho Kekkonen kansallispuistossa n. 200 000 kuutiometriä puuta. Myrskyn kaatamat puut jätettiin korjaamatta, minkä pelättiin aiheuttavan alueella tuhohyönteisongelmia. Käsillä olevan tutkimuksen tarkoituksena on selvittää tuhohyönteisten lisääntymistä, kaatuneiden puiden pilaantumista sekä mahdollisesti lisääntyneiden kaarnakuoriaiskantojen uhkaa jäljelle jääneelle metsälle kansallispuiston alueella ja sen ulkopuolella.

Myrskytuhoihin vaikuttavia tekijöitä on Suomessa tutkittu suhteellisen vähän (ks. Laiho 1987). Kaarnakuoriaisten lisääntymistä myrskypuissa on Pohjoismaissa tosin selvitetty monen myrskytuhoon yhteydessä (Trägårdh ja Butovitsch 1935, Lekander 1955, Butovitsch 1971, Annila ja Petäistö 1978, Långström 1983, 1984). Tuhot ovat kuitenkin sattuneet huomattavasti etelämpänä, mikä vaikeuttaa tulosten vertailua. Saarenmaan (1984b, 1987, 1988) eri puolilla Lappia sekä Espon (1987) Urho Kekkonen



Kuva 1. Koalojen sijainti Jaurujoen laaksossa Urho Kekkonen Kansallispuistossa. Koalat 1, 2 ja 3 ovat mäntykoaloja, 4, 5 ja 6 kuusikoaloja.

Fig. 1. Locations of the sample plots in the Jaurujoki valley in the Urho Kekkonen National Park. Plots 1, 2 and 3 are pine plots and 4, 5 and 6 spruce plots.

Kansallispuistossa tekemät kaarnakuoriais-tutkimukset tarjoavat vertailuaineistoa käsillä olevalle tutkimukselle.

Urho Kekkonen kansallispuiston henkilökunnan avustuksella sijoitettiin koalat maastoon. Risto Ollikainen, Jarmo Puhakka ja Pentti Vitikka ovat vastanneet maastotöiden onnistumisesta. Rajavartiolaitos on antanut virka-apua kuljetuksissa. Seppo Kallonen metsähallituksessa on huolehtinut tutkimuksen hallinnollisesta koordinoinnista. Haluamme esittää parhaat kiitoksemme kaikille tutkimukseen osallistuneille.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimus tehtiin syksyllä 1987 myrskutuhoalueella Urho Kekkonen kansallispuiston itäosassa Jaurujoen laaksossa (68°07'N, 28°40'). Jaurujoen pohjoispuolista aluetta hallitsevat mäntykankaat, jotka varsinkin rinteisillä paikoilla ovat vanhoja ja vankkarakenteisia. Joen eteläpuolella kasvaa laajahkoja varjoisia kuusikoita. Sirkka-myrskyn tuhoalueelle perustettiin kuusi koelaa; kolme mäntykoelaa joen pohjoispuolelle ja kolme kuusikoelaa joen eteläpuolelle (kuva 1).

Kultakin koelalta tutkittiin 20 myrskyn kaatamaa puuta, yhteensä 120 puuta. Jokaisesta rungosta tutkittiin kaksi 0,5 m:n pituista koepölkkyä. Koska kaarnan paksuus vaikuttaa ratkaisevasti hyönteislajistoon ja puiden pilaantumiseen, valittiin toinen koepölkky tyvitukin tyvestä ja toinen tukkiosan yläpäästä. Yhteensä tutkittiin 240 pölkkyä eli n. 40 m² puiden pinta- ja nilakerrosta.

Koepölkkyistä mitattiin läpimitat ja kaarnan paksuudet kummastakin päästä, arvioitiin sinistymän prosen-

tualliset peittävytydet vaipasta ja kummastakin katkaisupinnasta sekä laskettiin eri hyönteislajien iskeytymien ja kuoriutumisreikien lukumäärät ja syömäkuvioiden peittävytydet. Sinistymän suhteen puut luokiteltiin puhtaisiin (0 %), lievästi (1–10 %) ja voimakkaasti (yli 10 % pinta-alasta) sinistyneisiin. Kertynyt aineisto talletettiin BBDB tietokantaan (Saarenmaa 1984a, 1985b).

Tulokset

Tutkituista puista mitattuja tunnuksia on esitetty taulukoissa 1 ja 2. Mäntyjen keskimääräinen pituus vaihteli koaloittain 7,1:stä 8,2 metriin, kuusien 7,5:stä 8,7 metriin. Tukki-osuuden pituus vaihteli vastaavasti keskimäärin rajoissa 2,4–2,5 m (mänty) ja 2,0–2,5 m (kuusi). Kaatuneet männyt kasvoivat pituutta keskimäärin 4,2–10,0 mm, kuuset 5,8–8,8 mm.

Hyönteislajisto

Tutkituissa puissa tavattiin kaikkiaan 16 hyönteislajia tai sukua, joista männyllä 11 ja kuusella 8 (taulukot 3 ja 4). Pikikärsäkkäitä, rungonhutirkijaajaa ja havutikaskuoriaista tavattiin kummallakin puulajilla. Mitään harvinaisia tai uhanalaisia lajeja ei tavattu,

Taulukko 1. Tutkituista männyistä mitattujen tunnusten keskiarvot (\bar{x}) keskihajontoinen (sd). Joka koealalla puiden $n = 20$ ja pölkkyjen $n = 40$.

Table 1. Averages (\bar{x}) and standard deviations (sd) of the attributes measured from the windthrown pines. On each plot, n of trees is 20 and n of bolts 40.

	Koeala — Plot					
	1		2		3	
	\bar{x}	sd	\bar{x}	sd	\bar{x}	sd
Pituus — Length dm	79,3	80,7	70,5	71,8	82,8	84,4
Pituuskasvu — Length growth mm	10,0	12,3	4,2	6,4	7,2	8,6
Tukin pituus — Sawwood length dm	23,6	25,0	23,9	25,0	25,3	26,3
Läpimitta — Diameter mm						
latvapölkky — top bolt	97,0	101,3	90,1	91,7	102,8	105,6
tyvipölkky — base bolt	129,9	138,6	123,9	127,4	133,6	138,3
Kaarnan paksuus — Bark thickness mm						
latvapölkky — top bolt	0,9	1,0	1,0	1,1	1,4	1,6
tyvipölkky — base bolt	8,6	9,6	8,2	9,2	7,3	8,6
Sinistymä pinnasta — Blue stain of phloem %						
latvapölkky — top bolt	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2	16,1
tyvipölkky — base bolt	2,5	5,5	16,0	33,0	20,9	34,0
Sinistymä kiekosta — Blue stain of dissection %						
latvapölkky — top bolt	0,0	0,2	0,0	0,0	2,3	9,0
tyvipölkky — base bolt	1,1	3,5	7,1	14,7	7,7	12,7

Taulukko 2. Tutkituista kuusista mitattujen tunnusten keskiarvot (\bar{x}) keskihajontoinen (sd). Joka koealalla puiden $n = 20$ ja pölkkyjen $n = 40$.

Table 2. Averages (\bar{x}) and standard deviations (sd) of the attributes measured from the windthrown spruces. On each plot, n of trees is 20 and n of bolts 40.

	Koeala — Plot					
	4		5		6	
	\bar{x}	sd	\bar{x}	sd	\bar{x}	sd
Pituus — Length dm	79,0	82,1	75,2	77,5	86,5	86,7
Pituuskasvu — Length growth mm	6,0	13,3	5,8	13,7	8,8	24,7
Tukin pituus — Sawwood length dm	25,4	26,3	20,6	22,0	24,2	26,2
Läpimitta — Diameter mm						
latvapölkky — top bolt	106,5	110,2	91,1	95,8	100,1	105,2
tyvipölkky — base bolt	158,8	163,4	119,7	124,5	137,6	137,3
Kaarnan paksuus — Bark thickness mm						
latvapölkky — top bolt	4,1	4,4	2,9	3,2	3,4	4,2
tyvipölkky — base bolt	6,8	7,4	5,2	5,6	5,6	5,8
Sinistymä pinnasta — Blue stain of phloem %						
latvapölkky — top bolt	1,3	5,6	0,1	0,4	1,4	3,9
tyvipölkky — base bolt	0,0	0,0	1,1	4,5	0,0	0,0
Sinistymä kiekosta — Blue stain of dissection %						
latvapölkky — top bolt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tyvipölkky — base bolt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,8

mutta niiden esiintymistä voikin odottaa vasta vuosia maassa maanneista puista.

Mäntykoealoilla tavattiin useimmiten pikikärsäkkäitä, jotka olivat iskeyntyneet keskimäärin joka toiseen tutkittuun pölkkyyn. Pikikärsäkkäitä tavattiin hieman useammin paksukuorisessa tyviosassa kuin ohutkuorisessa latvaosassa. Mäntykoealoilla pystynävertäjä, joka jäljelle jäävän metsän kannalta on todetuista tuhohyönteislajeista merkityksellisin, oli toiseksi runsain. Lajia tavattiin melkein jokaisessa tutkitussa tyvipölkkyssä. Ohutkuorisista latvapölkkyistä laji tyypillisesti puuttui miltei kokonaan (ks. Långström

1979, Saarenmaa 1983). Sinistäjäseniä kuljettava vaakanävertäjä (*Tomicus minor* Hartig) puuttui lajistosta kokonaan. Muutkin kaarnakuoriaislajit olivat suhteellisen vähälukuisia, enintään 2 syömäkuviota tutkittua pölkkyä kohden. Sarvijaakko oli mäntykoealoilla tyvipölkkyistä runsain jäärälaji (taulukko 3).

Kolmen mäntykoealan tyvipölkkyistä ($n = 3 \cdot 20$) kokonaan ilman hyönteisiä ei ollut yksikään. Latvapölkkyistä käyttämättä jääneitä oli 35 %, 35 % ja 30 %.

Kuusikoealoilla pikikärsäkkäät olivat vähälukuisia. Useimmiten tavattiin kiiltokuusi-

Taulukko 3. Hyönteislajien esiintyminen männyn latva (A)- ja tyvipölkkyisä (B) eri koealoilla. Maksimi on 20/koeala.

Table 3. Occurrence of the different insect species in the top (A) and base (B) bolts in the three pine plots. Maximum is 20 trees.

Laji — Species	1		2		3	
	A	B	A	B	A	B
<i>Pytho depressus</i> (Linnaeus) laakakolva	2	0	0	0	0	7
<i>Acanthocinus aedilis</i> (Linnaeus) sarvijaakko	0	2	0	1	0	12
<i>Rhagium inquisitor</i> (Linnaeus) havukantojäärä	0	2	0	0	0	4
<i>Pissodes</i> spp. pikikärsäkkäät	12	13	10	6	11	8
<i>Tomicus piniperda</i> (Linnaeus) pystynävertäjä	1	17	3	20	5	17
<i>Dryocoetes hectographus</i> (Reitter) rungonhutikirjaaja	1	0	0	0	0	0
<i>Trypodendron lineatum</i> (Olivier) havutikaskuoriainen	1	1	0	0	0	1
<i>Ips acuminatus</i> (Gyllenhal) okakaarnakuoriainen	0	0	2	1	0	0
<i>I. sexdentatus</i> (Börner) pikakirjoittaja	0	0	0	1	0	0
<i>Orthotomicus proximus</i> (Eichhoff) nyhäkaarnakuoriainen	0	1	0	0	0	0

Taulukko 4. Hyönteislajien esiintyminen kuusen latva (A)- ja tyvipölkkyisä (B) eri koealoilla. Maksimi on 20/koeala.

Table 4. Occurrence of the different insect species in the top (A) and base (B) bolts in the three spruce plots. Maximum is 20 trees.

Laji — Species	4		5		6	
	A	B	A	B	A	B
<i>Tetropium castaneum</i> (Linnaeus) kiiltokuusijäärä	10	15	4	7	11	10
<i>Pissodes</i> spp. pikikärsäkkäät	0	0	1	1	2	4
<i>Dendroctonus micans</i> (Kugelann) ukkoniluri	0	1	0	0	0	0
<i>Hylurgops palliatus</i> (Gyllenhal) vaippaniluri	5	3	5	5	9	2
<i>Dryocoetes hectographus</i> (Reitter) rungonhutikirjaaja	0	0	0	0	1	0
<i>Trypodendron lineatum</i> (Olivier) havutikaskuoriainen	0	0	1	1	0	0
<i>Pityogenes chalcographus</i> (Linnaeus) kuusentähtikirjaaja	2	0	0	0	0	2
<i>Ips typographus</i> (Linnaeus) kirjanpainaja	3	1	4	0	0	0

jääriä, joita esiintyi lähes joka toisessa tutkittussa pölkkyssä. Kaatuneen puuston kannalta merkityksellinen havutikaskuoriainen ja jäljelle jääneen kuusimetsän kannalta merkityksellinen kirjanpainaja olivat suhteellisen vähälukuisia (taulukko 4).

Kolmen kuusikoealan tyvipölkkyistä kokonaan ilman hyönteisiä oli 20 %, 50 % ja 42 %. Latvapölkkyistä käyttämättä jääneitä oli 45 %, 50 % ja 35 %.

Hyönteisten iskeytymisten onnistuminen ja lisääntyminen

Männyllä todettiin yhteensä 1140 pikikärsäkkäiden iskeytymää, joista vain 20 (1,8 %) oli epäonnistunut. Uusia pikikärsäkkäitä ei tutkimusajankohtana syyskuussa ollut kylmänä kesänä 1987 ehtinyt kuoriutua vielä lainkaan. Pystynävertäjän 2508 iskeytymisestä oli epäonnistunut (pikhoittunut) kolman-

Taulukko 5. Onnistuneiden ja epäonnistuneiden iskeytymien sekä kuoriutumisreikien määrät eri hyönteislajeilla mäntykoaloilla.

Table 5. The numbers of successful and failed attacks and exit holes in the different insect species on the pine plots.

Laji Species	Koe- ala Sample plot	Onnistuneita iskeytymiä Successful attacks	Pikkaisia iskeytymiä Failed attacks	Kuoriutumis- reikiä Exit holes
<i>Thanasimus</i>	1	0	0	0
<i>formicarius</i>	2	0	0	0
	3	2	0	0
<i>Pytho</i>	1	39	0	0
<i>depressus</i>	2	0	0	0
	3	112	0	0
<i>Acanthocinus</i>	1	7	0	0
<i>aedilis</i>	2	8	0	0
	3	127	0	0
<i>Rhagium</i>	1	33	0	0
<i>inquisitor</i>	2	0	0	0
	3	19	0	0
<i>Pissodes</i> spp.	1	295	20	0
	2	322	0	0
	3	503	0	0
<i>Tomicus</i>	1	333	213	615
<i>piniperda</i>	2	518	380	1023
	3	851	195	5084
<i>Dryocoetes</i>	1	7	0	0
<i>hectographus</i>	2	0	0	0
	3	0	0	0
<i>Trypandendron</i>	1	77	0	2
<i>lineatum</i>	2	0	0	0
	3	2	0	0
<i>Ips acuminatus</i>	1	0	0	0
	2	48	0	0
	3	0	0	0
<i>I. sexdentatus</i>	1	0	0	0
	2	2	0	0
	3	0	0	0
<i>Orthotomicus</i>	1	13	0	0
<i>proximus</i>	2	0	0	0
	3	0	0	0

nes eli 788 (31,4 %). Muiden lajien iskeytymisissä ei tavattu epäonnistumisia (taulukko 5). Männyllä elävistä lajeista vain pystynävertäjä oli ehtinyt tuottaa uusia jälkeläisiä. Uusia pystynävertäjiä kuoriutui 6722 eli 3,9 kuoriasta onnistunutta iskeytymistä kohden.

Pystynävertäjän keskimääräinen iskeytymistiheys (= syömäkuvioiden peittävyys) oli n. 40 syömäkuviota neliometrillä (kuva 2). Pikikärsäkkäiden iskeytymistiheys oli n. 10 syömäkuviota/m² (kuva 3).

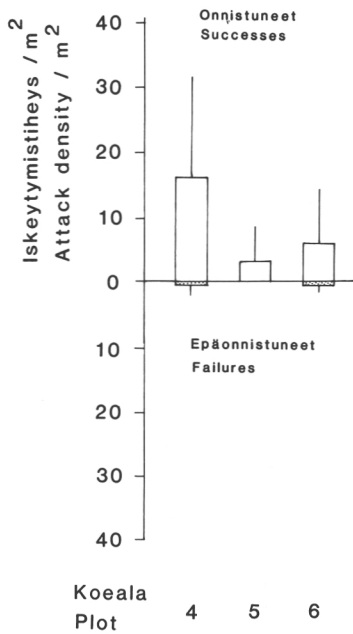
Kuusikoaloilla kiiltokuusijäärän 819 iskeytymisestä epäonnistui 23 (2,8 %). Vaippanilurin 513 iskeytymisestä epäonnistui 73 (14,2 %). Kirjanpainajan 85 iskeytymästä vain viisi (5,9 %) epäonnistui. Uusien aikuisten kuoriutumisreikiä tavattiin vain kirjan-

painajalla, yhteensä 207, eli 2,6 kuoriutumisreikää onnistunutta iskeytymistä kohden.

Kuusijäärän iskeytymistiheys oli keskimäärin 8 syömäkuviota kaarnaneliometriä kohden tyvipölkkyissä (kuva 4). Vaippanilurin syömäkuvioita todettiin keskimäärin 4 neliometrillä (kuva 5).

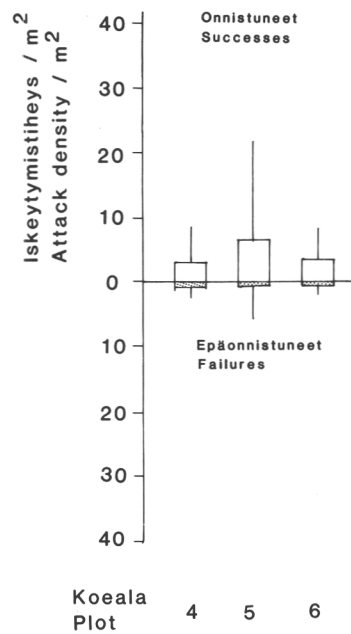
Sinistyminen

Kaikki kaarnakuoriaiset levittävät sinistäjäsieniä. Vaakanävertäjän, tikaskuoriaisen, okaarnakuoriaisen ja pikakirjoittajan levittämät sinistäjäsienet pilaavat sahapuun erityisen nopeasti. Koska kyseiset kaarnakuoriaislajit olivat alueella satunnaisia, oli sinistymi-



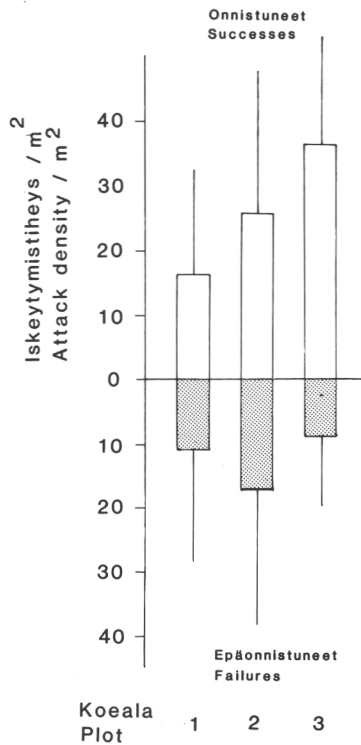
Kuva 2. Pystynävertäjän iskeytymistiheys (x, SD) männyn tyvipölkkyissä eri koealoilla.

Fig. 2. The density of *Tomicus piniperda* in the base bolts of pine in the different plots.



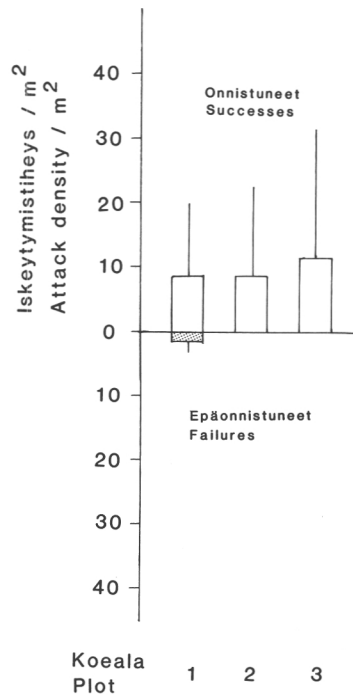
Kuva 3. Pikikärsäkkäiden iskeytymistiheys (x, SD) männyn latva- ja tyvipölkkyissä eri koealoilla.

Fig. 3. The density of *Pissodes* spp. in the top and base bolts of pine in the different plots.



Kuva 4. Kiiltokuusijäärän iskeytymistiheys (x, SD) kuusen tyvipölkkyissä eri koealoilla.

Fig. 4. The density of *Tetropium castaneum* in the base bolts of spruce in the different plots.



Kuva 5. Vaippanilurin iskeytymistiheys (x, SD) kuusen latva- ja tyvipölkkyissä eri koealoilla.

Fig. 5. The density of *Hylurgops palliatus* in the top and base bolts of spruce in the different plots.

Taulukko 6. Onnistuneiden ja epäonnistuneiden iskeytymien sekä kuoriutumisreikien määrät eri hyönteislajeilla mäntykoaloilla.

Table 6. The numbers of successful and failed attacks and exit holes in the different insect species on the spruce plots.

Laji <i>Species</i>	Koe- ala <i>Sample plot</i>	Onnistuneita iskeytymiä <i>Successful attacks</i>	Pihkaisia iskeytymiä <i>Failed attacks</i>	Kuoriutumis- reikiä <i>Exit holes</i>
<i>Tetropium</i>	4	479	12	0
<i>castaneum</i>	5	77	9	0
	6	240	2	0
<i>Pissodes</i> spp.	4	0	0	0
	5	7	0	0
	6	13	0	0
<i>Dendroctonus</i>	4	1	0	0
<i>micans</i>	5	0	0	0
	6	0	0	0
<i>Hylurgops</i>	4	115	13	0
<i>palliatu</i>	5	228	38	0
	6	97	22	0
<i>Dryocoetes</i>	4	0	0	0
<i>hectographus</i>	5	0	0	0
	6	3	0	0
<i>Trypodendron</i>	4	0	0	0
<i>lineatum</i>	5	16	0	0
	6	0	0	0
<i>Pityogenes</i>	4	69	0	0
<i>chalcographus</i>	5	0	0	0
	6	9	0	0
<i>Ips typographus</i>	4	15	0	65
	5	65	5	142
	6	0	0	0

nen suhteellisen hidasta. Sinistymässä havaittiin suuria eroja sekä koealojen, tyvi- ja latvapölkkyjen että puulajien välillä (taulukko 1, kuva 6). Mäntykoaloilla latvapölkkyistä oli täysin vailla sinistymää noin kolme neljänestä kaikista pölkkyistä, kuusikoaloilla kaikki latvapölkkyt olivat vailla sinistymää. Suurempien hyönteistiheyksien takia tyvipölkkyt olivat varsinkin männyllä huomattavasti sinistyneempiä kuin latvapölkkyt. Männyin tyvipölkkyjen poikkileikkauksissa runsaassa kolmanneksessa todettiin vahva sinistymä.

Tarkastelu

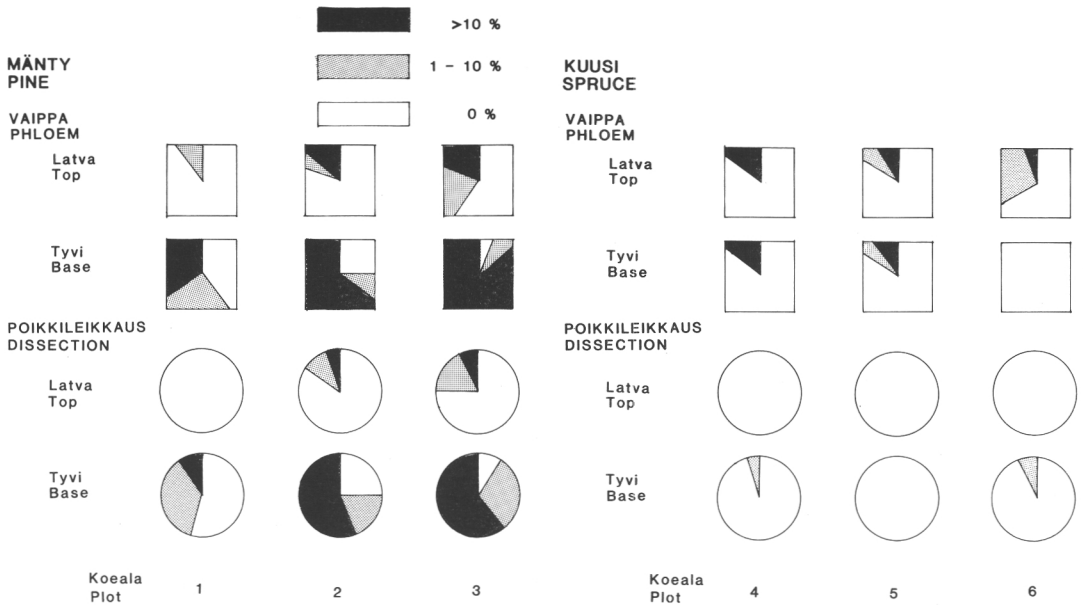
Mänty ja hyönteiset

Tutkimusajankohtana syksyllä 1987 Sirkka -myrskystä oli kulunut lähes kaksi vuotta. Myrsky sattui luonnontilaisella alueella, jonka lähistöllä ei ole tehty hakkuita. Koska myrskyssä kaatuneet puut oli jätetty korjaamatta, tarjoutui mahdollisuus tuhohyönteis-

kantojen kehittymisen seurantaan kansallispuistossa. Puiden vastustuskyky hyönteisiin vastaan oli alunperin ilmeisesti suhteellisen suuri, koska puut olivat pääosin kaatuneet juurineen.

Hyönteislajisto oli hyvin samanlainen kuin aiemmin Lapissa myrskytuhoalueilla havaittu lajisto. Espo (1987) löysi tutkimistaan männyistä 9 nilaa syövää hyönteislajia, Saarenmaa (1987) muualta Lapista 13. Nyt määritettiin 16 lajia, joista kolmea tavattiin kummallakin puulajilla. Myös lajien runsaus-suhteet ovat hyvin samanlaisia, ja erot lajistossa koskevat lähinnä satunnaisesti tavattavia kaarnakuoriaislajeja.

Hyönteisten iskeytymien määrät myrskyn jälkeen vaihtelevat huomattavasti. Erot johtuvat pääasiassa myrskyn ajankohdasta ja alueen sijainnista. Ensimmäisenä kesänä myrskyn jälkeen kokonaan vaille hyönteisten iskeytymiä on jäänyt 51 % (Trägårdh ja Butovitsch 1935), 65 % (Lekander 1955), 10–43 % (Annala ja Petäistö 1978) ja 6 % puista (Långström 1984). Norrbottenissa Ruotsissa marraskuussa sattuneen myrskyn jälkeen



Kuva 6. Sinistymän esiintyminen männyn ja kuusen tyvi- ja latvapölkkyjen vaipassa ja poikkileikkauksessa.
Fig. 6. Occurrence of blue stain in the phloem and dissections of top and base bolts.

20–40 % kaatuneista männystä joutui pystynävertäjän valtaamiksi (Butovitsch ja Ring-selle 1968). Urho Kekkonen kansallispuiston alueella ensimmäisenä vuonna myrskyn jäl-keen 14,4 % männystä oli täysin vailla hyönteisten iskeytymiä (Espo 1987). Runsain laji oli tällöin ollut pystynävertäjä, jota tavattiin kaikkiaan 83,3 %:ssa tutkituista puista. Toi-sena vuonna myrskyn jälkeen täysin vailla hyönteisten iskeytymiä ei ollut yksikään männystä ja noin 40 % kuusista. Pystynävertäjä oli edelleenkin odotetusti runsain kaatu-neissa männnyissä lisääntyvä hyönteislaji. Se esiintyi 90 %:ssa tutkituista tyvipölkkyistä ja oli siten hieman runsastunut edellisvuodesta.

Luonnossa pystynävertäjän iskeytymisti-heys vaihtelee huomattavasti. Iskeytymisti-heyteen vaikuttaa suuresti alueen maantie-teellinen sijainti, kesän lämpötilat ja lähistolä suoritetut hakkuut. Tutkimusalueella emokäytävätiheys oli noussut 22,5:sta (Espo 1987) n. 40:ään kpl/m², mutta etelämpänä tavataan yleisesti 50–100 emokäytävää nel-iömetrillä (Nuorteva 1981).

Ensimmäisenä vuonna myrskyn jälkeen pystynävertäjän iskeytymisistä onnistui Urho Kekkonen kansallispuistossa 34,6 % (Espo 1987). Muualla Lapissa todettiin voimakkaan pihkanerityksen takia epäonnistuneita iskey-tymiä n. 60 % ensimmäisenä vuonna myrs-

kyn jälkeen (Saarenmaa 1987). Toisena vuonna onnistuneiden osuus oli hieman noussut, mutta pihkaan kuolleiden määrä oli edelleen huomattavan suuri. Tämän tutki-muksen mukaan toisena vuonna iskeytymi-sistä onnistui 68,6 %, mikä kertoo pystynä-vertäjäkantojen hienoisesta noususta ja pui-den vastustuskyvyn heikkenemisestä.

Kuusi ja hyönteiset

Kuusella elävien lajien esiintymisestä myrs-kyn jälkeen on julkaistu vain vähän tietoja varsinkin pohjoisissa oloissa. Voimakkaiden hakkuiden tiedetään kuitenkin lisäävän kir-janpainajia myös Lapissa. Vuosisadan alku-puolella hakkuut johtivat paikoin kirjanpai-najamäärien lisääntymiseen niin, että kirjan-painajien iskeytymiset johtivat jäljelle jää-neen kuusikon osittaiseen tuhoutumiseen (Heikinheimo 1922, Juutinen 1955, Siren 1955). Toisaalta Franz (1948) ei havainnut tuhoja sodan aikana tehtyjen taktisten avo-hakkuiden jälkeen, vaikka kaadetut puut jä-tettiin maahan. Nyt todetut kirjanpainajien määrät ovat varsin pieniä jäljelle jääneen puuston kannalta. Vaikka melkein kaikki is-keytymiset onnistuivatkin, todettiin kirjan-painajia vain 8:ssa tutkitussa pölkkyssä 120:sta.

Muut todetut kaarnakuoriaislajit ovat puuston kannalta lähes merkityksettömiä.

Sinistyminen

Kansallispuuston alueella todettiin ensimmäisenä kesänä myrskyn jälkeen sinistymistä n. 10 %:ssa kaatuneista puista (Espo 1987), muualla Lapissa keskimäärin 5 % pölkkyistä oli sinistynyt ensimmäisenä vuonna (Saarenmaa 1987). Toisena vuonna sinistymä peitti nilan pinnasta keskimäärin n. 30 % ja poikkileikkauksesta n. 10 %. Kokonaan sinistymältä säästyneitä pölkkyjä oli Saarenmaan (1987) aineistossa 20—75 % paikasta riippuen. Käsillä olevassa tutkimuksessa sinistymää havaittiin hieman vähemmän kuin aikaisemmissa tutkimuksissa. Kaikilla kuudella koealalla suuri enemmistö pölkkyistä oli kokonaan vailla sinistymää. Kesän 1987 loppuun mennessä oli männystä 40 % ja kuusista 5 % menetetty potentiaalisena sahapuuna.

Päätelmiä

Myrskytuhoalueilla esiintyy tuhohyönteisiä, joista pystynävertäjä on jäljelle jäävien mäntyjen ja kirjanpainaja jäljelle jäävien kuusien vakavin seuraustuholainen. Jo ensimmäisenä kesänä hyönteisten syömäkuvioiden tiheydet jäivät Urho Kekkonen kansallispuistossa suhteellisen alhaiselle tasolle. Toinen kesä oli erityisen kylmä, minkä seurauksena tuholaiskannat eivät sanottavasti lisääntyneet. Vuonna 1985 kaatuneet puut eivät enää pitkään tarjoa lisääntymismateriaalia nilaa syöville tuhohyönteisille. Mikäli uusia myrskyjä ei esiinny, jäljelle jäävälle puustolle ei tulosten perusteella ole odotettavissa seuraustuhoja.

Kirjallisuus

- Annala, E. & Petäistö, R.-L. 1978. Insect attack on windthrown trees after the December 1975 storm in western Finland. Seloste: Hyönteisten lisääntyminen tuulen kaatamissa puissa Länsi-Suomessa vuoden 1975 joulukuun myrskyn jälkeen. Commun. Inst. For. Fenn. 94(2): 1—24.
- Butovitsch, V. 1971. Undersökningar över skadeinsekternas uppträdande i de stormhärjade skogarna i mellersta Norrlands kustland åren 1967—69. Skogshögskolan, Inst. Skogszool., Rapp. Upps. 8: 1—204.
- & Ringselle, S. 1968. Kampanjen för insektsbekämpning efter 1964 års novemberstorm i Jokkmokks socken. Skogshögskolan, Inst. Skogszool., Rapp. Upps. 5: 1—60.
- Espo, J. 1987. Jaurujoen tuulenkaatoalueen metsätuhohyönteisten runsaudesta kesällä 1986. Käsikirjoitus, 21 s. Ympäristöministeriö.
- Franz, J. 1948. Über die Zonenbildung der Insektenkalamitäten in Urwäldern. Forstwiss. Centralblatt 67: 38—48.
- Heikinheimo, O. 1922. Pohjois-Suomen kuusimetsien hoito. Commun. Inst. For. Fenn. 5(2): 1—123.
- Juutinen, P. 1955. Tutkimuksia metsätuhojen etenkin hyönteisvaurioiden merkityksestä Pohjois-Suomen kuusikoissa. Commun. Inst. For. Fenn. 50(1): 1—92.
- Laiho, O. 1987. Metsiköiden alttius tuulituhoille Etelä-Suomessa. Summary: Susceptibility of forest stands to windthrow in southern Finland. Folia For. 706: 1—24.
- Lekander, B. 1955. Skadeinsekternas uppträdande i de av januaristormen 1954 drabbade skogarna. Medd. Stat. Skogsforskningsinst. 45(3): 1—35.
- Långström, B. 1979. Märgborrarnas förökning i röjningsavfall av tall och kronskadegörelse på kvarsstående träd. Sveriges Lantbruksuniv., Avd. Skogsentomol., Rapp. 1: 1—51.
- 1983. Within-tree development of *Tomicus minor* (Hart.) (Col., Scolytidae) in wind-thrown Scots pine. Acta Entomol. Fenn. 42: 42—46.
- 1984. Windthrown Scots pines as brood material for *Tomicus piniperda* and *T. minor*. Silva Fenn. 18: 187—198.
- Nuorteva, M. 1981. Ytimennävertäjät männyn tuholaisina. Helsingin yliopisto. Maatalous- ja metsätieteiden laitos, Julk. 2: 1—23.
- Saarenmaa, H. 1983. Modeling the spatial pattern and intraspecific competition in *Tomicus piniperda* (Coleoptera, Scolytidae). Commun. Inst. For. Fenn. 118: 1—40.
- 1984a. BBDB — Bark Beetle Data Base. METKA-projektin tiedonantoja 15, 7 s. + liitt.
- 1984b. Mauri-myrskyn seuraustuhot: ennakkotuloksia. 178—188. Teos: Sepponen, P., Pitkänen, V. & Poikajärvi, H. (toim.). Metsien kasvupaikkaluokitus. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1984. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 148: 1—188.
- 1985. Within-tree population dynamics models for integrated management of *Tomicus piniperda* (Coleoptera, Scolytidae). Seloste: Pystynävertäjän lisääntymiskauden populaatiodynamiikkamallit tuhojen integroitua hallintaa varten. Commun. Inst. For. Fenn. 128: 1—56.
- 1987. Tuhohyönteisten esiintyminen myrskyn kaatamissa puissa Lapissa 1983—86. Summary: Insect attack and blue stain in windthrown trees in Lapland 1983—86. Folia For. 696: 1—18.
- 1988. Attack and reproduction of bark beetles in windthrown pine in northern Finland. In: Payne, T.L. (toim.). Integrated Control of Scolytid Bark Beetles. IUFRO S2.07-05 Symposium. XVIII Int. Congr. Entomol., Vancouver, B.C. July 3—9, 1988. (in print).
- Siren, G. 1955. The development of spruce forest and raw humus sites in northern Finland and its ecology. Acta For. Fenn. 62(4): 1—363.
- Trägårdh, L. & Butovitsch, V. 1935. Redogörelse för barkborrekampanjen efter stormhärjningarna 1931—1932. Medd. Stat. Skogsförsöksanst. 28(1): 1—268.

Total of 21 references

SUMMARY

Occurrence of insects and blue stain in windthrown trees in a national park in northern Finland

Attack and reproduction of bark beetles and other phloem-consuming insects on windthrown *Pinus sylvestris* and *Picea abies* were studied in the large Urho Kekkonen National Park in northern Finland.

A total of 60 pines and 60 spruces from 6 plots (Fig 1) were examined in September 1987, which was the second summer after the November 1985 storm. From each tree, two 0.5 m long sample bolts were taken: one from the base and the other from the top of the sawwood section. Tree and bolt dimensions, insect galleries, success of insect attacks, insect exit holes, and the coverage of blue stain were measured (Tables 1 and 2).

11 insect species were found on pine. The most abundant species were *Pissodes* spp. and *Tomicus piniperda* (Table 3). On spruce, 8 species were recorded, the

most abundant being *Tetropium castaneum* (Table 4). No rare or endangered species were found now, but their occurrence can be expected only after several years.

The uprooted trees still had a high resistance so that about half of the attacking bark beetles were repelled (Tables 5 and 6). The densities of the insects in trees were relatively low (Fig 2, 3, 4 and 5). This and the cold northern climate caused that the reproduction of the bark beetles was so low that most likely no pest invasion to the remaining stands is expected. The rate of increase in *Tomicus piniperda* was about 2, but in *Ips typographus* actually no increase in numbers could be observed.

By the end of 1987, about 40 % of the trees were lost as potential sawwood due to blue stain (Fig 6).

METSÄPALON VAIKUTUS KOIVUMETSÄN POHJAKERROKSEN SELKÄRANGATTOMAAN ELÄINLAJISTOON KEVON LUONNONPUISTOSSA

Seppo Koponen

Johdanto

Laaja-alaiset ja usein esiintyvät palot ovat merkittävä luontoa muokkaava tekijä Pohjois-Amerikan borealisessa metsävyöhykkeessä. Meillä metsäpalot ovat nykyisin harvinaisia, ja ne sammutetaan nopeasti. Niinpä tietämyksemme sekä luonnonpalojen että kuloitusten vaikutuksesta metsien selkärangattomiin on vähäistä (esim. Huhta et al. 1967). Heinäkuussa 1985 paloi Kevon luonnonpuistossa noin 30 ha tunturikoivikkoa tarjoten tilaisuuden sekä palon vaikutusten että palonjälkeisen sukkession tutkimiseen.

Tutkimus alkoi paloa seuraavana kesänä (kesäkuussa 1986). Sen kohteena on paloalueen pohjakerroksen selkärangaton eläimistö. Tutkimuksen tavoitteet ovat 1) selvittää palon vaikutus eläimistöön, 2) seurata eläinlajiston sukkessiota kasvillisuuden kehityksen

myötä paloa seuraavina vuosina ja 3) saada tietoa Kevon luonnonpuiston heikosti tunnetusta selkärangattomasta lajistosta. Tutkimus liittyy ajankohtaiseen kutoskeskusteluun tuottaen tietoa palon vaikutuksesta ja sitä seuraavasta sukkessiosta Pohjois-Lapin subarktisisissa olosuhteissa. Käsillä olevan artikkelin aiheena on palon vaikutus maaperän ja maanpinnan selkärangattomaan faunaan vuoden 1986 tutkimusten pohjalta.

Tätä tutkimusta ovat tukeneet Turun yliopiston Lapin tutkimuslaitos Kevo ja metsähallitus. Kenttätöissä ja aineiston lajittelussa ovat auttaneet Lasse Iso-Iivari, Risto S. Heikkinen, Kai Ruohomäki ja Sirkka Savonmäki. Määrittystyötä ovat suorittaneet tai määrittäneet tarkistaneet Tom Clayhills (*Coleoptera*), Pekka T. Lehtinen (*Mesostigmata*), Ritva Niemi (Oribatei), Veikko Rinne (*Hemiptera*), Michael Saaristo (*Formicidae*) ja Pekka Vilkkamaa (*Collembola*). Esitän kaikille yllä mainituille parhaat kiitokset.

Tutkimusalue ja menetelmä

Tutkimusalue sijaitsee Kevojoen laaksossa Salteroavvi'n kohdalla (69°36'N, 26°52'E). Palanut alue käsittää joenrantatasannetta (120 m mpy) sekä kalliojyrkännettä hyllymäisine tasanteineen aina Salteroavvi'n ylätasanteen reunalle (220—240 m mpy). Kasvillisuus paloi täysin, ja maanpintaa peitti kesällä 1986 0,5—1,0 cm vahvuinen hiiltynyt kerros. Ennen paloa tasanteella kasvoi tunturikoivikkoa (*Betula pubescens* ssp. *tortuosa*) ja rinnehyllyillä harvassa koivuja. Pohjakerroksen kasvillisuus oli sammalten luonnehtimaa, seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja kerrossammal (*Hylocomium splendens*) esiintyivät runsaimpina, mutta myös jäkäliä tavattiin. Kenttäkerroksen kasveista runsaimpia olivat pohjanvariksenmarja (*Empetrum hermaphroditum*), puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*), mustikka (*V. myrtillus*), ruohokanukka (*Cornus suecica*), metsälauha (*Deschampsia flexuosa*), lapinkastikka (*Calamagrostis lapponica*) ja riidenlieko (*Lycopodium annotinum*). Joitakin pieniä taimia tavattiin palaneella alueella, kokonaispeittävyys oli kuitenkin alle 1 % joenrannan tasanteella. Rinnehyllyillä lapinkastikan peittävyys nousi 2—3 %. Palaneen alueen pioneerikasvilajeja olivat mm. puolukka, mustikka, lapinkastikka, metsälauha, metsätähti (*Trientalis europaea*), maitohorsma (*Epilobium angustifolium*) ja vanamo (*Linnaea borealis*).

Maaperässä eläviä pienikokoisia niveljalkaisia, punkkeja ja hyppyhäntäisiä, kerättiin ottamalla n. 14 cm² maakairanäyte kivennäismaahan asti. Näytteestä erotettiin niveljalkaiset käyttäen ns. Tullgrenin suppiloita (40 W lampu ja 5 vrk erottelu aika) Turun yliopiston Lapin tutkimuslaitos Kevolla. Suurikokoisempia selkärangattomia tutkittiin ottamalla 25 × 25 cm maanäyte ja erottelemalla ne ns. isosuppiloilla (40 W, 7 vrk). Kaikki paloalueen maaperänäytteet otettiin palaneelta joenrantatasanteelta ja vertailunäytteet sen palamatta jääneeltä pohjoiselta jatkeelta. Aktiivisesti maanpinnalla liikkuvia selkärangattomia kerättiin käyttäen ns. kuoppapyydiksiä. Kuoppapyydyspisteitä oli 7 palaneella ja 3 vertailualueella (6 pyydystä/tutkimuspiste). Kuoppapyydiksiä oli sekä tasanteella että rinteellä. Kasvillisuuden peittävyudet arvioitiin heinäkuun lopulla. Merkitsevyydet on testattu käyttäen t-testiä.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Maaperäfaunan tiheydet

Maaperän mikrofaunan tiheydet on esitetty taulukossa 1. Tiheydet olivat yleensä suuremmat luonnontilaisella vertailualueella kuin palaneella alueella. Erot olivat kuitenkin harvoin tilastollisesti merkitseviä. Punkkien tiheydet olivat moninkertaisia hyppyhäntäisten tiheyksiin verrattuna; tämä on yleinen piirre hyvin pohjoisissa maaperän ekosysteemeissä (esim. Koponen 1977).

Suurikokoisten maaperän selkärangattomien tiheydet olivat selvästi ja usein tilastollisesti pienempiä paloalueella kuin vertailualueella (taulukko 2). Hyvin selvästi tämä näkyi hämähäkkien kohdalla.

Kevojoen laakson kuivan tunturikoivukankaan (vertailualue) maaperäeläinten tiheydet ovat keskimäärin 60—70 % niistä arvoista, jotka todettiin vastaavilla menetelmillä parikymmentä kilometriä pohjoisempana sijaitsevan Lapin tutkimuslaitos Kevon alueella kosteammassa tunturinrinnekoivikossa (Koponen 1977).

Kuoppapyydysaineisto

Kuoppapyydysten teho perustuu eläinten aktiiviteettiin; tutkimusalueella aktiivisesti liikkuvat lajit putoavat pyydiksiin. Huomattavia eroja eri ryhmien ja lajien esiintymisessä

Taulukko 1. Mikrofaunan tiheydet Kevon luonnonpuiston paloalueella; yks./m, \bar{x} (S.E.).

Table 1. Densities of microfauna in the forest fire area, the Kevo Strict Nature Reserve; ind./m, \bar{x} (S.E.).

	Paloalue Burned area			Vertailualue Control area			p
	\bar{x}	(S.E.)	N	\bar{x}	(S.E.)	N	
	Punkit (<i>Acari</i>)						
25.6.1986	57 145	(16 260)	7	35 990	(9 215)	3	N.S.
17.7.1986	50 515	(7 585)	7	54 200	(12 555)	5	N.S.
23.7.1986	86 955	(13 855)	7	136 520	(36 580)	5	N.S.
4.8.1986	107 970	(14 985)	7	109 420	(16 175)	5	N.S.
17.8.1986	127 640	(18 755)	7	132 320	(28 395)	5	N.S.
	Hyppyhäntäiset (<i>Collembola</i>)						
25.6.1986	2 485	(805)	7	5 070	(1 510)	3	N.S.
17.7.1986	5 180	(512)	7	6 375	(1 085)	5	N.S.
23.7.1986	13 250	(3 070)	7	17 100	(4 025)	5	N.S.
4.8.1986	9 625	(2 190)	7	23 765	(9 475)	5	N.S.
17.8.1986	8 385	(1 670)	7	27 535	(6 555)	5	<0,008

Taulukko 2. Mesofaunan tiheydet Kevon luonnonpuiston paloalueella; yks./m, \bar{x} (S.E.).

Table 2. Densities of mesofauna in the forest fire area, the Kevo Strict Nature Reserve; ind./m, \bar{x} (S.E.).

	Paloalue Burned area			Vertailualue Control area			p
	\bar{x}	(S.E.)	N	\bar{x}	(S.E.)	N	
	Hämähäkit (<i>Araneae</i>)						
17.6.1986	6,4	(3,9)	5	378,7	(124,1)	3	< 0,007
25.6.1986	4,0	(4,0)	4	106,7	(29,7)	3	< 0,010
17.7.1986	16,0	(10,1)	5	83,3	(21,3)	3	< 0,015)
4.8.1986	44,8	(9,3)	5	85,3	(21,3)	3	N.S.
17.8.1986	32,0	(11,3)	5	154,7	(50,9)	3	(< 0,022)
	Aikuiset hyönteiset (<i>Insecta adults</i>)						
17.6.1986	76,8	(37,6)	5	314,7	(60,1)	3	(< 0,012)
25.6.1986	20,0	(10,1)	4	154,7	(61,5)	3	N.S.
17.7.1986	102,4	(39,4)	5	261,3	(105,0)	3	N.S.
4.8.1986	28,8	(12,8)	5	149,3	(50,9)	3	(< 0,025)
17.8.1986	35,2	(19,2)	5	240,0	(93,8)	3	(< 0,030)
	Hyönteistoukat (<i>Insecta larvae</i>)						
17.6.1986	92,8	(37,4)	5	122,7	(35,0)	3	N.S.
25.6.1986	12,0	(4,0)	4	69,3	(5,4)	3	< 0,001
17.7.1986	102,4	(70,9)	5	293,3	(94,3)	3	N.S.
4.8.1986	28,8	(12,8)	5	101,3	(28,3)	3	(< 0,034)
17.8.1986	64,0	(40,1)	5	138,7	(45,5)	3	N.S.

Taulukko 3. Kuoppapyydysaineisto Kevon luonnonpuiston paloalueelta; yks./6 pyydiksen sarja, \bar{x} (S.E.). Pyyntikaudet 17.6.—16.7. ja 16.7.—17.8.1986.

Table 3. Pitfall trap material from the forest fire area, the Kevo Strict Nature Reserve; ind./6-trap series, \bar{x} (S.E.). Trapping periods 17.6.—16.7. and 16.7.—17.8.1986.

	Paloalue (N = 14) Burned area		Vertailualue (N = 6) Control area		p
	\bar{x}	(S.E.)	\bar{x}	(S.E.)	
Lukit (<i>Opiliones</i>)	4,0	(1,7)	18,2	(9,3)	N.S.
Hämähäkit (<i>Araneae</i>)	47,8	(4,2)	146,3	(32,8)	< 0,001
Luteet (<i>Hemiptera</i>)	14,8	(3,0)	6,0	(2,4)	N.S.
Kovakuoriaiset (<i>Coleoptera</i>)	705,3	(111,7)	19,0	(4,2)	< 0,001
Mesofauna yht. (<i>Total mesofauna</i>)	863,9	(112,2)	239,3	(26,4)	< 0,003

palo- ja vertailualueilla havaittiin (taulukko 3 ja 4). Ryhmänä hämähäkit esiintyivät luonnonpuiston alueilla ja kovakuoriaiset paloalueella.

Lajien esiintyminen palo- ja vertailualueella

Kuoppapyydysaineiston pohjalta on nähtävissä eräiden lajien selvä runsaus joko vertailu- tai paloalueella (taulukko 4). Koska pyy-

dyksiä oli 70 palaneella ja 30 vertailualueella merkitsee kunkin lajin kohdalla 70 % osuus yksilömäärästä paloalueen loukuista sitä, että laji esiintyy yhtä runsaana sekä palaneella että vertailualueella, suurempi %-osuus runsautta paloalueella ja pienempi vertailualueella. Eräät lajit, kuten runsaana esiintynyt hämähäkki *Hahnia ononidum*, olivat yhtä tavallisia palaneella ja vertailualueella. Muutamat lajit, esim. *Aradus lugubris*-lude, muurahaiset *Formica gagatoides* ja *Leptothorax*

Taulukko 4. Eräiden lajien esiintyminen palaneen ja vertailualueen kuoppapyydyksaineistossa; 70 % osuus lajin kokonaisuusilömäärästä paloalueella osoittaa yhtäläistä esiintymistä, korkeampi %-osuus paloalueen suosintaa ja matalampi luonnontilaisen vertailualueen suosintaa.

Table 4. Occurrence of certain species in pitfall trap material from burned and control sites; 70 % of ind. at burned sites means equal occurrence at burned and control sites, higher percentage preference for burned and lower for control areas.

	% palaneella — % at burned	N
Luteet (<i>Hemiptera</i>):		
<i>Aradus lugubris</i>	100 %	193
<i>Acalypta carinata</i>	0 %	22
Muurahaiset (<i>Formicidae</i>):		
<i>Formica gagatoides</i>	91 %	69
<i>Leptothorax acervorum</i>	85 %	41
naaraat — females	96 %	24
Hämähäkit (<i>Araneae</i>):		
<i>Pardosa palustris</i>	100 %	40
<i>Diplocentria bidentata</i>	92 %	41
<i>Pardosa eiseni</i>	84 %	119
<i>Hahnia ononidum</i>	70 %	212
<i>Hybauchenidium prodigiale</i>	1 %	349
<i>Zornella cultrigera</i>	0 %	12
Juoksujalkaiset (<i>Chilopoda</i>):		
<i>Lithobius curtipes</i>	90 %	10

acervorum, juoksuhamähäkki *Pardosa palustris* ja juoksujalkainen *Lithobius curtipes* suosivat paloaluetta.

Laajaa kovakuoriaisaineistoa ei ole vielä kokonaan käsitelty, joten em. %-osuuksia ei voida esittää. Kuitenkin suvun *Corticaria* lajit (ainakin 4 lajia, joista *C. rubripes* ja *C. ferruginea* runsaimmat) olivat useita satoja kertoja runsaslukuisempia palaneella kuin vertailualueella. Myös eräät muut kovakuoriaiset, esim. *Henoticus serratus*, olivat selvästi paloalueen lajeja.

Hyppyhäntäisten kaksi valtalajia esiintyi yleisinä sekä palaneella että vertailualueella. Runsaslukuisin laji, *Isotomiella minor*, esiintyi lähes yhtä yleisenä kummallakin (38,5 % palaneen ja 30,8 % vertailualueen hyppyhäntäisyksilöistä. Toinen runsas laji, *Folsomia quadrioculata*, oli runsaampi vertailualueella (14,7 % palo- ja 28,6 % vertailualue). Eräät hyppyhäntäislajit olivat selvästi yleisempiä palo- kuin vertailualueella, kuten *Mesaphorura tenuisensillata* ja *Lepidocyrtus lignorum*.

Punkeista vertailualueella olivat ryhminä yleisempiä kuoripunkit (*Oribatei*) ja Mesostigmata-punkit, paloalueella taas Prostigmata-punkit. Eräät kuoripunkit olivat selvästi runsaslukuisempia palo- kuin vertailu-

alueella, kuten *Oppia ornata*, *Melanozetes mollicomus* ja *Tectocephus velatus*.

Syitä eräiden lajien selvästi havaittuun esiintymiseen yksinomaan tai vallitsevasti paloalueella on useita. Palanut alue, erityisesti palaneet koivut houkuttelevat joitakin lajeja. Näitä ovat ainakin *Corticaria*-kuoriaiset ja *Aradus lugubris*-latikka. Muurahaisnaaraat etsivät avoimella alueella pesäpaikkoja; *Leptothorax acervorum* pesii erityisesti lahoavissa oksanpätkissä. Eräät aktiivisesti liikkuvat pedot, varsinkin avoimia tai lämpimiä paikkoja suosivat lajit, liikkuvat palaneella alueella saalistamassa. Näitä ovat *Pardosa palustris*-hämähäkki, *Lithobius curtipes*-juoksujalkainen ja *Prostigmata*-punkit. Maaperän mikrofaunan kohdalla lienee kyse siitä, että tietty laji on säästynyt palolta kun toiset ovat tuhoutuneet. Säilymisen syynä voi olla lajin eläminen suojassa syvällä maassa tai esiintyminen palon aikana vastustuskykyisenä kehitystasteena.

Forsslund (1951) havaitsi Pohjois-Ruotsissa saman mikrofaunan yleiskuvan kuin tässä tutkimuksessa: hyppyhäntäisten lajiston ja tiheyksien erot olivat melko pieniä kulotetun ja luonnontilaisen alueen välillä sekä kuoripunkkien osuus vähäinen kuloalueella. Myös *Tectocephus velatus* esiintyi Forsslundin (1951) palaneen alueen aineistossa. Tyypilliset paloalueen kovakuoriaiset, kuten *Corticaria*-lajit ja *Henoticus serratus*, tunnetaan myös Ruotsin paloalueilta (Lundberg 1984). Myös monet paloalueella yleisesti tavatut hämähäkilajit on ilmoitettu aikaisemmin kulojen ja metsäpalojen vaikutusten tutkimuksissa (Huhta 1971, Koponen 1988). Huhta ym. (1967) tutkivat hakatun ja kulotetun alueen faunaa. Yleispiirteet olivat suhteellisen samanlaiset kuin Kevon palon jälkeen, mutta esimerkiksi hyppyhäntäismäärät romahtivat heidän aineistossaan (Huhta ym. 1967) eroten täten nyt käsillä olevasta työstä.

Faunistisia havaintoja

Kesän 1986 aineistossa on Suomen faunalle uusia punkki- ja hyppyhäntäislajeja. Näistä mainittakoon kuoripunkit *Belba verrucosa* ja *Hypodamaeus brevitibialis* (Niemi 1988) sekä hyppyhäntäiset *Tullbergia arctica*, *Mesaphorura tenuisensillata* ja *Folsomia sensibilis* (Vilkamaa 1988). Kovakuoriaisaineistossa tavat-

tiin yleisempien *Corticaria*-lajien ohella pohjoisen harvinaisuus *C. dentiventris* (Koponen ja Clayhills 1988). Tutkimuksen runsaslukuisin hämähäkkilaji, vertailualuetta suosiva *Hybachenidium prodigiale*, tunnetaan Suomesta aikaisemmin vain Enontekiön harvalukuisena erikoisuutena. *Arctobius agelenoides* on pohjoinen hämähäkkilaji, joka on sisällytetty uhanalaisten eläinten ja kasvien suojeletoimikunnan mietintöön.

Kirjallisuus

- Forsslund, K.H. 1951. Om hyggesbrännings inverkan på markfaunan. Entomologiske Meddelelser 26: 144—147.
- Huhta, V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. Annales Zoologici Fennici 8: 483—542.

- , Karppinen, E., Nurminen, M. & Valpas, A. 1967. Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. Annales Zoologici Fennici 4: 87—143.
- Koponen, S. 1977. On abundance relations of soil fauna in three subarctic habitats. Ecological Bulletin (Stockholm) 25: 515—517.
- 1988. Effect of fire on spider fauna in subarctic birch forest, northern Finland. XI. Europäisches Arachnologisches Colloquium. Technische Universität Berlin — Dokumentation Kongresse und Tagungen 38: 148—153.
- & Clayhills, T. 1988. Notes on *Corticaria dentiventris* (Coleoptera, Latridiidae). Notulae Entomologicae 68: 131—132.
- Lundberg, S. 1984. Den brända skogens skallbaga fauna i Sverige. Entomologisk Tidskrift 105: 129—141.
- Niemi, R. 1988. New oribatid mites (Acarina, Oribatei) for Finland fauna. Notulae Entomologicae 68: 111—112.
- Vilkamaa, P. 1989. New records of *Collembola* to Finland. Notulae Entomologicae 68: (painossa).

Total of 9 references

SUMMARY

Effect of fire on ground layer invertebrate fauna in birch forest in the Kevo Strict Nature Reserve, Finnish Lapland

Introduction

Due to the rarity of large forest fires in Finland only little is known about the effect of natural fires on the soil fauna. A fire destroyed about 30 ha of subarctic birch forest in the Kevo Strict Nature Reserve in northernmost Finnish Lapland in July 1985. A study on the effect of fire and postfire succession was started in 1986.

Study area and methods

The burned area is situated in a river valley (69°36'N, 26°52'E). On the plateau along the banks of the river, at an altitude of 120 m, the open dry mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *tortuosa*) forest had consisted of low trees and bushes. On the steep valley slope the birches had grown more scattered on small terraces. The ground and field layers had been characterized by *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, some lichens, *Empetrum hermaphroditum*, *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *Cornus suecica*, *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis lapponica* and *Lycopodium annotinum*. The fire destroyed the area totally. A year after the fire there was a layer of charcoal and ash 0.5—1.0 cm thick on the ground. Only a few seedlings grew in the burned area, coverage being less than 1 % on the riverside plateau and 2—3 % on the slope. The pioneer plant species included *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *Ca-*

lamagrostis lapponica, *Deschampsia flexuosa*, *Trientalis europea*, *Epilobium angustifolium* and *Linnaea borealis*.

Soil microfauna was collected using 14 cm² soil core samples which were extracted using Tullgren funnels. Larger soil animals were sampled using 25 × 25 cm squares and large funnels. Pitfall traps were used for studying epigeic fauna. Student's t-test was used.

Results and discussion

The density of soil microfauna, mites and springtails, is shown in Table 1. The densities were usually higher at the control sites than at burned sites but only seldom statistically significant. Mite density was markedly higher than that of springtails, as is usual in very northern ecosystems. Density of larger soil animals was clearly higher at control than burned sites (Table 2). This was very clear in spiders. In pitfall trap material, spiders were numerous in the control area, while beetles clearly preferred the burned one (Table 3).

Certain species occurred more frequently in traps at burned sites than at controls (Table 4). These included *Aradus lugubris* among hemipteran bugs, ant species *Formica gagatoides* and *Leptothorax acervorum*, wolf-spider *Pardosa palustris* and centipede *Lithobius curtipes*. Among beetles, the genus *Corticaria*, including at least four species of which *C. rubripes* and *C. ferruginea* dominated, was hundred's of times more abundant in

burned than control area. In soil microfauna, e.g. springtails *Mesaphorura tenuisensillata* and *Lepidocyrtus lignorum*, and oribatid mites *Oppia ornata*, *Melanozetes mollicomus* and *Tectocepheus velatus* occurred more numerously at burned than control sites.

Burned birches seem to attract some species (*Aradus lugubris* and *Corticaria* spp.); ant females were probably searching for nesting sites; and certain predators were hunting in the open and warm area (*Pardosa palustris*, *Lithobius curtipes* and Prostigmata mites). The abundant occurrence of certain soil microarthropod species in the

burned area can probably be explained by their survival during the fire, e.g. due to their living habits deep in the soil or due to being in resistant life stage.

The present material includes several species new to the Finnish fauna, e.g. oribatid mites *Belba verrucosa* and *Hypodamaeus brevitibialis*, and springtails *Tullbergia arctica*, *Mesaphorura tenuisensillata* and *Folsomia sensibilis*. Also some other rare northern species were found, such as the beetle *Corticaria dentiventrtris*, and spiders *Hybauchenidium prodigiale* and *Arctobius agelenoides*.

PISAVAARAN LUONNONPUISTON METSÄPALOTUTKIMUS

Pentti Sepponen

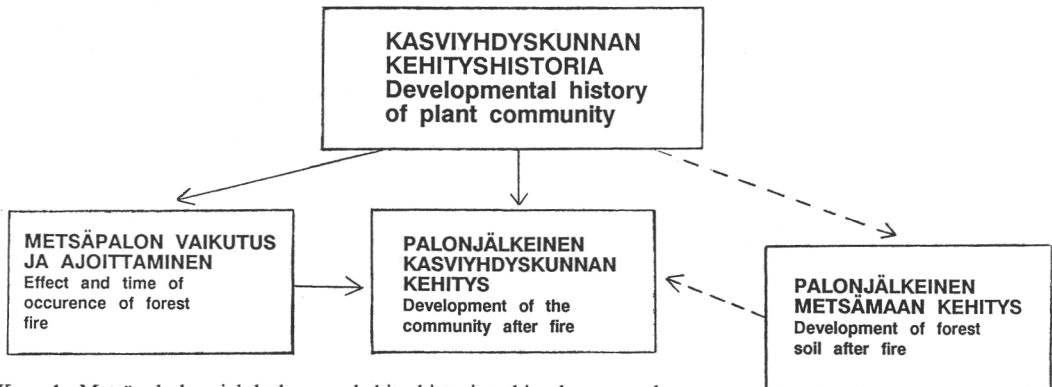
Johdanto

Luonnonpuiston keskeinen metsätieteellinen merkitys on siinä, että se tarjoaa mahdollisuuden luonnonmetsän kehitysdynamiikan ja ekologian tutkimiseen. Ajoittain toistuvat metsäpalot kuuluvat olennaisena osana metsän elämänkiertoon. Nykyisin metsäpalo on kuitenkin verraten harvinainen tapahtuma, joten sen tutkiminenkin on jäänyt vähälle.

Metsäpalossa mielenkiinto kohdistuu kahteen kysymykseen: millaiseksi palo metsän jättää ja millainen on palon jälkeinen sukessio? Keskeinen tutkimusaihe on myös palojen esiintymisen historia. Tällöin voidaan käyt-

tää tilastojen ohella myös paleoekologisia menetelmiä (Hyvärinen ja Sepponen 1988). Metsäpalosta alkava ja siihen taas päättyvä metsän kehityskaari muodostaa näin tutkimuskokonaisuuden, johon kuuluu paitsi eliöstön kehityksen selvittäminen myös maassa tapahtuvat muutokset (kuva 1).

Suojelualueilla silloin tällöin esiintyvät metsäpalot ovat tutkimukselle näin ollen arvokkaita tapauksia, jotka tulee tarkkaan hyödyntää. Tässä esiteltävän tutkimuksen tarkoituksena on seurata puuston ja aluskasvillisuuden palonjälkeistä kehitystä Pisavaaran luonnonpuistossa.



Kuva 1. Metsäpalo kasviyhdykskunnan kehityshistoriatutkimuksen osa-alueena.

Fig. 1. The forest fire as one aspect of research on the developmental history of a plant colony.

Aineisto ja menetelmät

Pisavaaran luonnonpuisto sijaitsee Rovaniemen maalaiskunnan ja Tervolan rajalla ja edustaa luonnonmaantieteellisesti Pohjois-Pohjanmaan ja Peräpohjolan raja-aluetta. Salama sytytti puiston Louejoen puoleisella reunalla metsäpalon juhannuksen tienoissa 1985 ja ennen palon sammuttamista ehti palaa noin seitsemän hehtaarin alue. Kasvupaikkatyypiltään se edustaa kiuvaikkoa kangasta, sen puusto on mäntyvaltaista ja sillä esiintyy runsaasti "Mauri"-myrskyn syksyllä 1982 kaatamia puita.

Alueelle perustettiin pian palon jälkeen pysyvien koealojen verkosto. Koealojen koko on 40×40 m. Niitä perustettiin paloalueelle seitsemän ja ympäröivälle palamattomalle alueelle neljä. Koealoilta mitataan vuosittain puusto, jolloin arvioidaan puiden elossaolo jakaen ne neljään luokkaan: elävät pystypuut, kelot, kuolleet pystypuut ja tuulen kaatamat puut. Elävistä puista tehdään kasvumittaukset ja kaikista puista on arvioitu myös palokorkeus.

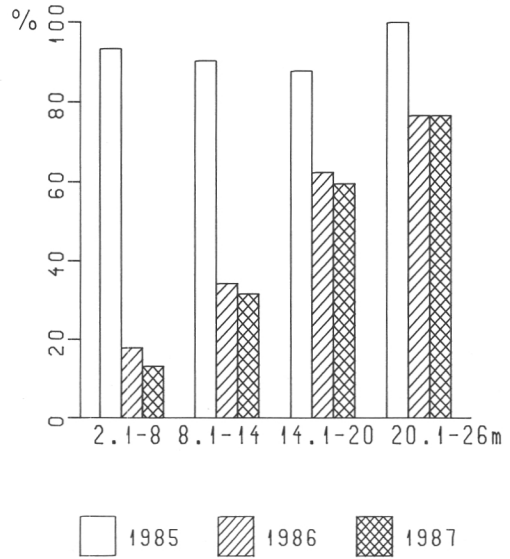
Taimien määrä arvioidaan jokaisen puustokoealan sisään perustetulta 64:ltä taimikoealalta. Etenkin pienemmän taimiaineksen runsaudessa jouduttane koealojen määrää myöhemmin supistamaan työmäärän paisuessa kohtuuttoman suureksi. Taimiksi on luettu rinnankorkeuslähimitaltaan alle 5 cm:n puut ja niistä on laskettu lukumäärä puulajeittain ja mitattu pituus sekä viiden viimeisen vuoden kasvu. Alle 10 cm:n taimet on laskettu kappalemäärinä ja niitä on pidetty "taimiaineksena".

Kasvillisuuden kehityksen mittaamiseksi arvioidaan kasvillisuuden peittävyys kasvilajeittain kuudeltatoista 1 m^2 :n ruudulta koealaa kohti. Ruutujen paikat saadaan taimikoealoista arpomalla. Peittävyys arvioidaan prosentteina. Vuonna 1987 otettiin maanäytteet sekä paloalueen että vertailualueen ruuduilta maannoksen kustakin profiilista. Maanäytteistä määritettiin kokonaistyyppi, helpoliukoiset tyyppihdisteet, ammoniumasetatiin uuttuvat Ca, Mg, K, P, Al ja Fe sekä pH-arvo sekä tislattua vedestä että KCl-uuhteesta.

Maanäytteitä otetaan tulevaisuudessa joka toinen vuosi. Muut edellä mainitut mittaukset tehdään ensimmäisen viiden vuoden aikana joka vuosi ja sen jälkeen viiden vuoden välein. Osa ensimmäisinä vuosina kertyneistä tuloksista esitellään tässä yhteydessä.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Mittauksia on tehty heti palon jälkeen ja myöhemmin kahtena kesänä. Eniten palo on tappanut pienimpiä puita (pituusluokka alle 8 m), joista kolmannella mittauskerralla oli elossa enää noin 13 % puiden runkoluvusta (kuva 2). Suurimmasta pituusluokasta (20—26 m) oli sen sijaan elossa edelleen 77 %. Määrä oli sama kuin edellisessä mittausvuonna, kun taas alemmissa pituusluokissa kuolleisuuden osuus oli jokaisena mittausvuonna kasvanut. Männyn osuus mitattujen puiden runkoluvusta oli 38 %, kuusen 44 % ja lehtipuiden 18 %.



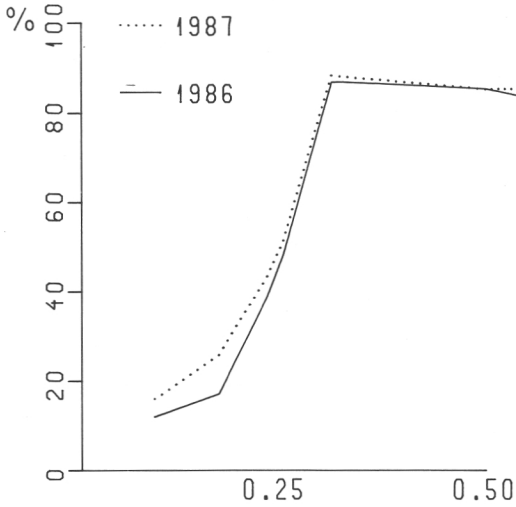
Kuva 2. Puiden elossaolosadannes metsäpaloa seuravana vuosina pituusluokittain.

Fig. 2. Percentage of living trees by height class in the years following the forest fire.

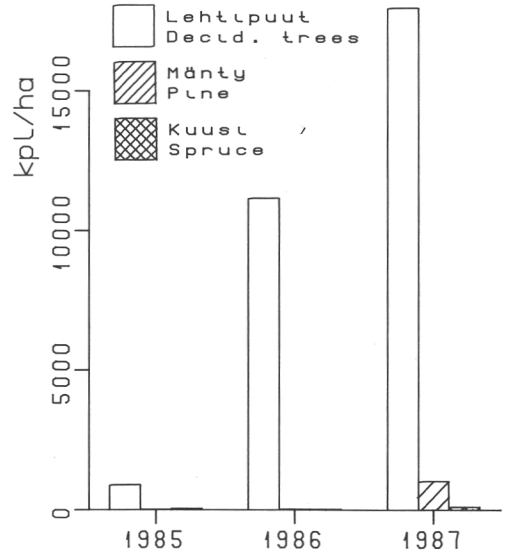
Puun kuoleminen palon seurauksena on selvästi riippuvainen siitä, miten korkealle tulen vaikutus ulottuu. Kuvan 3 käyrät osoittavat, että kun palon seurauksena nopeentunut osa ulottuu yli nejasosan rungon pituudesta, alkaa puun kuolemistodennäköisyys voimakkaasti kasvaa. Kuolemistodennäköisyys asettuu lähelle 90 % kuitenkin jo selvästi ennen kuin palon vaikutus ulottuu rungon puoliväliin.

Tulosten perusteella on ymmärrettävää, että palo on jättänyt jäljelle — ja myös mahdollisesti siementämään — suurimmat ja vahvakaarnaisimmat puut.

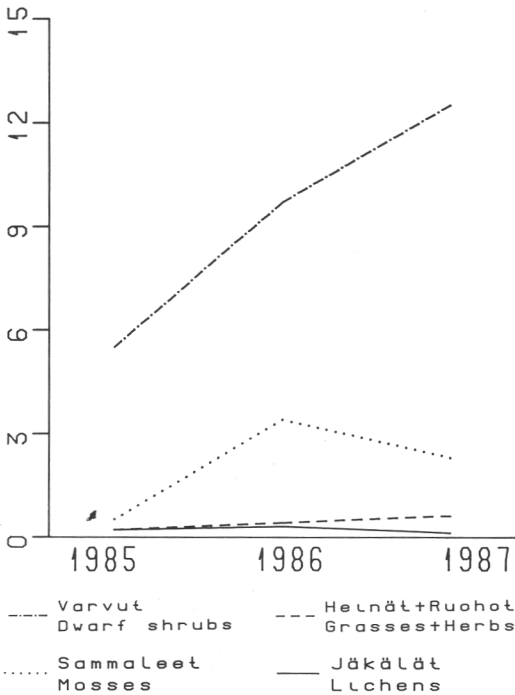
Palon seurauksena on tainten määrä huomattavasti lisääntynyt (kuva 4). Etenkin lehtipuuntaimia on alueella kaksi vuotta palon jälkeen jo 17 977 kpl/ha. Lajeina ovat lähinnä koivu ja haapa ja suuri osa taimista on vesasyntyisiä. Jonkin verran ovat lisääntyneet myös männyn ja kuusen taimet. Paloaluetta ympäröivällä vertailualueella taimia oli yhteensä 2 926 kpl/ha ja niistä alle puolet lehtipuiden taimia. Taimettuminen näyttää siis paloalueella runsaalta jo pari vuotta palon jälkeen. Vasta myöhemmin selviää, millaiseksi muodostuvat taimikon puulajisuhteet pitemmällä aikavälillä. Aluksi on joka ta-



Kuva 3. Puiden rungolla näkyvän suhteellisen palo-korkeuden (vaaka-akseli) vaikutus koealan puiden elossaolosadannekseen kahtena eri mittausvuonna.
 Fig. 3. The effect of visible relative fire height on the survival percentage of trees in the sample plots.



Kuva 4. Elävien taimien määrän kehitys metsäpalon jälkeen pienimmät taimet mukaan lukien.
 Fig. 4. Development of living saplings (including the smallest) after the fire.



Kuva 5. Aluskasvillisuuden keskeisten lajiryhmien peittävyys kehitys metsäpalon jälkeen.
 Fig. 5. Development of the cover percentage of the ecological species groups of ground vegetation after the fire.

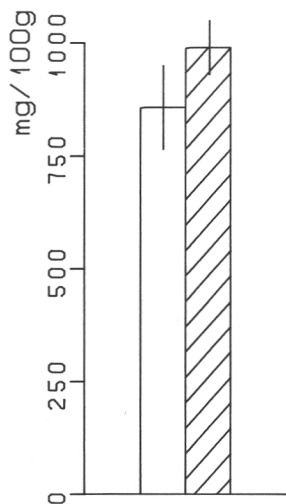
pauksessa lehtipuun osuus hyvin huomattava.

Aluskasvillisuuden lajistosta nopeimmin ovat runsastuneet varvut, etenkin puolukka ja mustikka (kuva 5). Myös sammaleen peittävyys on kasvussa, joskin kahden viime vuoden mittaustuloksissa näkyy niiden kehityksen suhteen tasaantumista. Lievä lasku vuoden 1987 peittävyysarvossa saattaa johtua silmä määräisen peittävyysarviointin epätarkkuudesta. Hitaimmin kehittyy jäkälikkö sekä heinät ja ruohot.

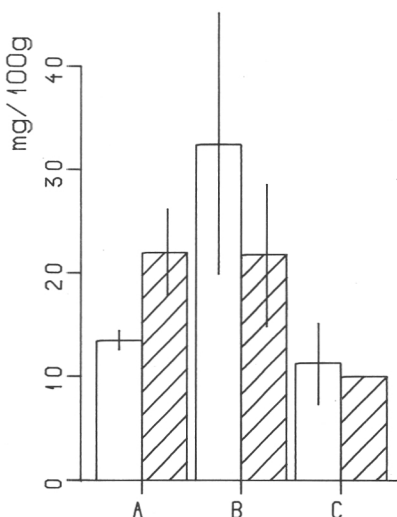
Tulevat mittaukset näyttävät, miten ruohon ja heinän peittävyys tulee kehittymään. On tietysti mahdollista, että koska alueella on verrattain runsaasti pystyssä olevia varjostavia puita, kehitys on erilainen kuin esimerkiksi avohakkuualalla.

Typen kokonaismäärä on paloalueen humuskerroksessa hieman pienempi kuin ympäröivällä vertailualueella. Sitä on näin ollen palaessa ilmeisesti huuhtoutunut tai haihtunut. Tulos on yhtäpitävä esim. Viron (1974) mittausten kanssa. Sen sijaan syvemmällä kiennäismaassa — etenkin B-horisontissa — typpipitoisuus näyttää palon seurauksena lisääntyneen, mikä viittaa typhen huuhtoutumiseen humuskerroksesta (kuva 6).

Humuskerros
Humus layer



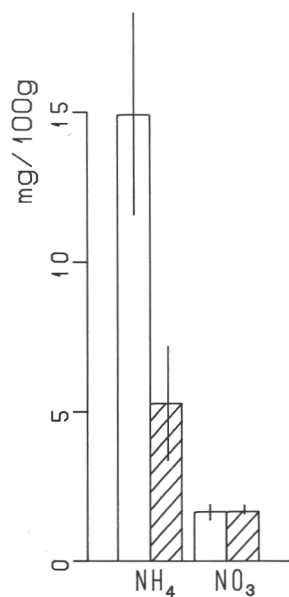
Kivennäismaa
Mineral soil



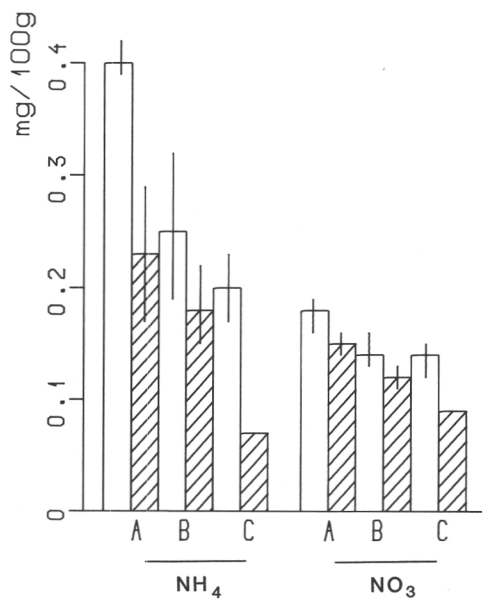
Kuva 6. Kokonaistyyppipitoisuus paloalueen (vaalea pylväs) ja ympäröivän vertailualueen (viivoitettu pylväs) maannoksen eri horisonteissa.

Fig. 6. Total nitrogen content in the different horizons of the solum in the fire area (light column) and the surrounding comparison area (lined column).

Humuskerros
Humus layer



Kivennäismaa
Mineral soil

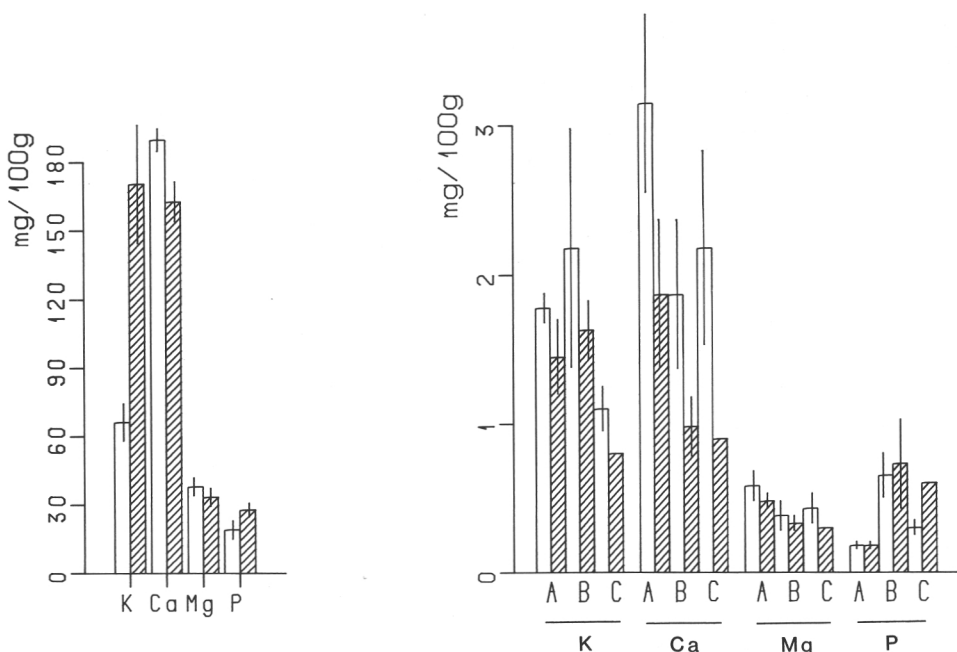


Kuva 7. Ammonium- ja nitraattityypin pitoisuus paloalueen (vaalea pylväs) ja ympäröivän vertailualueen (viivoitettu pylväs) maannoksen eri horisonteissa.

Fig. 7. Ammonia and nitrate nitrogen content in the different horizons of the solum in the fire area (light column) and the surrounding comparison area (lined column).

Humuskerros
Humus layer

Kivennäismaa
Mineral soil



Kuva 8. Eräiden uuttuvien ravinteiden pitoisuus paloalueen (vaalea pylväs) ja ympäröivän vertailualueen (viivoitettu pylväs) ja maannoksen eri horisonteissa.

Fig. 8. The content of various leaching nutrients in the different horizons of the solum in the fire area (light column) and the surrounding comparison area (lined column).

Ammoniumtyyppiä on paloalueen humuskerroksessa ja myös kaikissa muissa maakerroksissa selvästi enemmän kuin ympäröivällä vertailualueella (kuva 7). Nitraattitypen suhteen erot eivät ole yhtä selvät. Typen mobiilisaatio palon seurauksena näkyy siis selvimmän ammoniumtyypillisyyksensä.

Kaliumpitoisuus näyttää paloalueen humuskerroksessa vähentyneen, mutta lisääntyneen kivennäismaassa ympäröivään vertailualueeseen verrattuna (kuva 8). Kalsiumpitoisuus on paloalueella selvästi korkeampi kaikissa kerroksissa, magnesiumin ja fosforin suhteen erot ovat pienet. Kaliumin osalta ilmiö selittyy sen helppoliukoisuudella: sitä on lähtenyt liikkeelle humuksesta palon seurauksena ja painunut syvempiin maakerroksiin. Kalsiumin lisäys johtunee siitä, että sitä on tullut maahan palaneesta kasvillisuudesta.

Näiltäkin osin havainnot noudattelevat Viron (1974) tuloksia.

Myöhemmin, kun ravinnetilan seuranta tapahtuu kahden vuoden välein otettavista näytteistä, pyritään selvittämään ravinnemobilisaatiota pitemmällä aikavälillä.

Kirjallisuus

- Hyvärinen, V. & Sepponen, P. 1988. Kivalon alueen paksusammalkuusikoiden puulaji- ja metsäpalohistoriaa. Summary: Tree species history and local forest fires in the Kivalo area of Northern Finland. *Folia Forestalia* 720. 26 p.
- Viro, P.J. 1974. Effects of Forest Fire on Soil. In: Kozłowski, T.T. & Ahlgren, C.E. (Edit.): *Fire and Ecosystems*. Academic Press. London. 7—45 p.

Total of 2 references

SUMMARY

Study on the forest fire in the Pisavaara Nature Reserve

When a forest fire has occurred, two points of interest emerge: the condition of the forest and the succession following the fire. Lightning started a forest fire in June of 1985 in the Pisavaara Nature Reserve, causing 7 hectares of mature, pine-dominant rather dry upland forest to burn. A network of permanent sample plots was established in the area the same summer.

Most of the trees killed in the fire were relatively small (height class under 8 m); two years after the fire only 13 % of such trees were alive. On other hand, 77 % of the trees in the largest height class (20—26 m) were still living. Immediately after the fire the number of living saplings was somewhat less than 900 per ha; two years later, however, the figure was 17 977 per ha including the smallest saplings. Most were saplings of deciduous trees (*Betula* sp. and *Populus*). On the ground,

dwarf shrubs, blueberry (*Vaccinium myrtillus*), and lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea*) in particular, were the quickest to recover; the combined coverage of these two species after the fire was only 5 %, rising two years thereafter to 12 %. The development of grasses, lichen and mosses was somewhat slower.

A forest fire also causes changes in the forest soil, for instance in its nutrient economy. Approximately two years after the fire the potassium content of the humus layer in the area had decreased but had increased deeper in the mineral soil. The trend was the same for nitrogen compounds. The phenomenon can be explained as a leaching of nutrients from the humus into mineral soils deeper down. Calcium had increased in the humus layer as a result of fire. It was presumably released into the soil from burning vegetation.

Luonnon monikäytön tutkimus suojelualueilla

ULKOILUKÄYTÖN VAIKUTUKSET POROJEN LAITUMEN KÄYTTÖÖN JA JÄKÄLIKÖN KULUMISEEN SAARISELÄLLÄ

Timo Helle ja Matti Särkelä

Johdanto

Porotaloudella ja matkailuelinkeinoilla on alkuperäisen luonnon säilyttämisen suhteen monia yhteisiä intressejä. Matkailijamäärien kasvu ja virkistyskäytön entistä intensiivisemmät maankäyttömuodot ovat tuoneet mukanaan kuitenkin myös ongelmia, joihin on kiinnitetty huomiota erityisesti Saariselällä (Hoogesteger 1976, Viranto 1977, Saastamoinen 1982, Aikio 1984). On mm. väitetty, että erilaisista häiriötekijöistä johtuen porojen laidunnus ei jakaudu enää laidunvaroja vastaavasti, vaan häiriöaltteimmat laitumet jäävät alikäyttöön, mikä puolestaan johtaa porojen liialliseen keskittymiseen rauhallisimmille alueille (Komiteanmietintö 1973). Saariselällä oli lisäksi nähtävissä merkkejä kasvillisuuden kulumisesta jo 1970-luvulla (Hoogesteger 1976, Saastamoinen 1982). Koska haittoja ei ole todennettu ja kvantifioitu objektiivisesti, Komiteanmietinnön (1973) suositukset ongelmien ratkaisemiseksi eivät ole johtaneet käytännön toimenpiteisiin esitetystä laajuudesta.

Tässä tutkimuksessa selvitetään matkailun ja retkeilyn vaikutusta porojen laidunnuksen jakaantumiseen ja jäkäläpeitteen kulumiseen Saariselällä. Noin 6 000 vuodepaikan (Särkelä 1988) matkailukeskuksesta suuntautuu huomattava käyttöpaine keskuksen itäpuolella sijaitsevaan Urho Kekkosen kansallispuistoon. Jos matkailun ja retkeilyn haitat ovat todelliset, porotiheyksien tulisi olla alhaisimmat keskuksen välittömässä läheisyydessä, ja kasvavan kohti itää muun käytön väheessä. Vastaavasti voidaan ajatella, että kasvillisuuden kulumisilmiöt pienenevät länsi—itä-suunnassa.

Hypoteesit testattiin tutkimalla suhteellisen porotiheyden ja kasvillisuuden kulumisen vaihtelua suhteessa etäisyyteen matkailukeskuksesta. Kesällä tehdyn maastotyön yhteydessä kiinnitettiin huomiota myös porokannan sukupuolten lukumääräsuhteeseen, sillä sukupuolten välillä on huomattavia eroja häiriöalttiudessa (Bergerud 1974, Klein 1980).

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalue

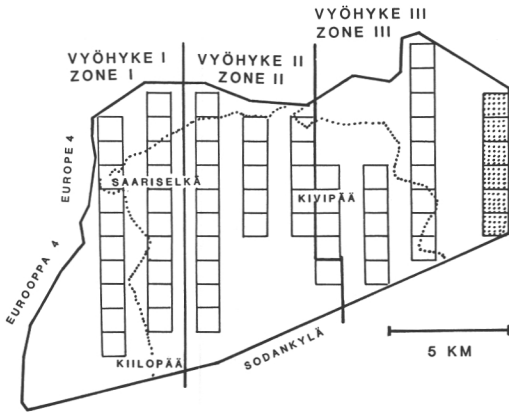
Tutkimus tehtiin Saariselän tunturialueen luoteislaidalla Ivalon paliskunnassa (kuva 1). Tutkimusalue rajoittuu etelässä suurimmaksi osaksi Ivalon ja Sodankylän Lapin paliskunnan väliseen poroaitaan, lännessä nelostiehen ja pohjoisessa Kaunispeähän, Lutto- ja Kulasjokeen ja Metsälappalaisvaaraan. Pinta-alaltaan alue on n. 180 km², josta puolet kuuluu vuonna 1983 perustettuun Urho Kekkosen kansallispuistoon. Saariselän matkailukeskus sijaitsee alueen länsilaidalla nelostien tuntumassa.

Tutkimuksen maastonäytteen perusteella alueen habitaattijakauma oli seuraava: mäntymetsät 50 %, koi-vumetsät 35 %, paljakat 11 % ja suot 4 %. Hyvä tiivistelmä Saariselän luonnonoloista löytyy Saastamoisen (1982) tutkimuksesta.

Poronhoito ja virkistyskäyttö

Ivalon paliskunnasta (pinta-ala 2 431 km²) kuuluu tutkimusalueeseen noin 7 %. Poronhoitovuonna 1985—86 koko paliskunnan poroluku oli 5 571 lukuporoa. Porot hoidetaan pääasiallisesti kolmessa tokassa; tutkimusalueella laiduntavat eteläisimmän tokan noin 2 500 poroa. Ennen 1960-luvulla rakennettua Ivalon ja Sodankylän Lapin paliskunnan välistä raja-aitaa tutkimusalue oli molempien paliskuntien tärkeää vasoma-, kesälaidun- ja rykimäaluetta; kevättalvella porot nousivat mäntymetsän talvilaitumilta vähälumisille tunturipaljakkoille (Aikio 1977). 1970-luvulla tutkimusalue oli Ivalon paliskunnan tärkeimpiä rykimäajan laitumia ja vasoma-alueet sijaitsivat tuolloin tutkimusalueen itälaidalla (Maanmittauslaitos 1972). Uusimman laidunselvityksen mukaan alue on ensisijaisesti talvikäytössä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos ym. 1985).

Saariselkä tunnettiin 1950- ja 1960-luvulla lähinnä vain eräretkeilijöiden piirissä. Nykyisin eräretkeilijöiden määrä näyttää vakiintuneen n. 8 000 hengen tasolle (Saastamoinen 1982, Kolkka 1985); arvio käsittää koko Saariselän alueen. Saariselän kehittyminen maan suurimmaksi matkailukeskukseksi perustuu muunlaisen lomailun (virkistys, laskettelu, kuntoilu jne.) voimakkaaseen kasvuun. Kun mukaan lasketaan ns. läpikulumatkailijat, kävijämäärä kohoaa 500 000—1 000 000 henkeen vuodessa (Kolkka 1985). Saariselän lomailussa on kaksi selvää huippua, toinen laskettelu- ja hiihtokauden aikana maaliskuu—huhtikuussa ja toinen ruska-aikana syyskuussa (Saastamoinen 1982, Kolkka 1985).



Kuva 1. Tutkimusalue ja maastonäytteen sijoittuminen. Koalojen sijoittuminen on merkitty ainoastaan itäisimmälle kaistalle. Urho Kekkosen kansallispuiston raja merkitty pisteviivalla.

Fig. 1. The study area and the location of the field sample. Sample plots are marked only in the easternmost section. The border of Urho Kekkosen National Park is marked with a dotted line.

Maastonäyte

Tutkimusalue jaettiin kolmeen 4–8 km levyiseen vyöhykkeeseen kävijämäärien perusteella (kuva 1):

Vyöhyke I. Matkailukeskuksen lähialueet, jotka käsittävät matkailukeskuksen, laskettelurinteet, valaistut ladut, lenkkipolut jne. Vyöhykkeestä noin puolet kuuluu Urho Kekkosen kansallispuistoon. Kävijöitä vuosittain 110 000 (yöpyjät) — 1 000 000 (läpikulkumatkailijat) (Kolkka 1985, Särkelä 1988).

Vyöhyke II. Ns. päiväkäyttöalue, jonne tehdään patikka- ja hiihtoretkiä matkailukeskuksesta. Valtaosa vyöhykkeestä kuuluu kansallispuistoon. Vieraskirjojen perusteella kävijämääräksi arvioitu 46 000–80 000 henkeä vuodessa (Kolkka 1985).

Vyöhyke III. Erämaavyöhyke, jonka kävijämäärä on olennaisesti pienempi kuin edellisellä vyöhykkeellä; alueen ainoan kämpän vieraskirjaan kertyy n. 500 kävijämerkintää vuodessa (Kolkka 1985). Vyöhykkeen etelä- ja länsiosat kuuluvat kansallispuistoon, muut osat joko suojametsäalueeseen tai Inarin talousmetsiin.

Maastonäyte kerättiin pohjois-eteläsuuntaisilta 1 km levyisiltä kaistoilta (kuva 1). Kultakin 1 km² lohkolta tutkittiin 25 tasavälein sijaitsevaa koalaa, joilta tehtiin mm. seuraavat havainnot:

- habitaatti (mäntymetsä, koivumetsä, paljakka, suo)
- yleisimmät puustotunnukset
- kasvillisuusanalyysi (näyteruutu 2 500 cm²)
- poronjäkälien elävän osan pituus (mm)
- poron jätösten lukumäärä (kesä, talvi, tunnistamaton) (koala 50 m²)

Yhteensä tutkittiin 1 624 koalaa, joiden jakautuminen eri habitaateille vyöhykkeittäin on esitetty taulukossa 1. Soita näytteeseen sisältyi niin vähän, että niitä ei ole otettu mukaan tarkasteluun.

Taulukko 1. Koalojen lukumäärät eri habitaateilla vyöhykkeittäin.

Table 1. The number of field plots in different habitats by zone.

Habitaatti Habitat	Vyöhyke/Zone			Yht./Tot.
	I	II	III	
Paljakka Bare mountain top	82	83	18	183
Koivumetsä Birch forest	233	227	112	572
Mäntymetsä Pine forest	177	175	452	804
Yht./Tot.	500	500	624	1624

Tulokset

Suhteelliset porotiheydet

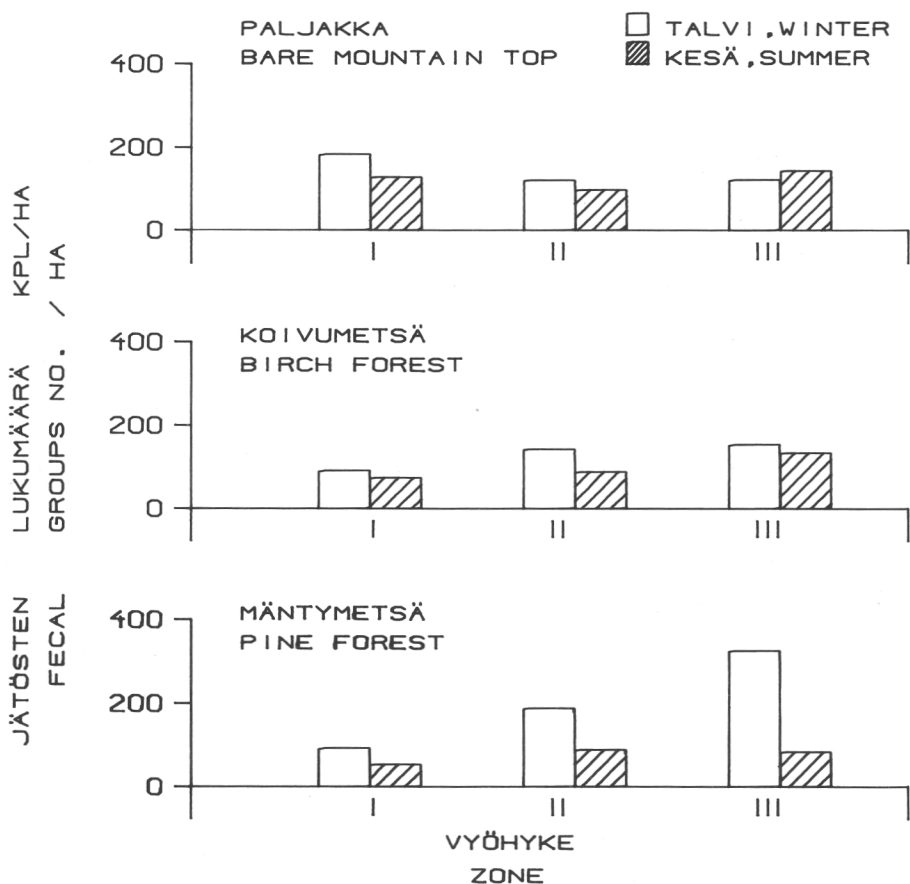
Talvijätösten keskimääräinen tiheys koko tutkimusalueella oli kaksinkertainen kesäjätöksiin verrattuna (189 kpl/ha vs. 88 kpl/ha). Ero vastaa varsin hyvin talvi- ja kesälaidunkausien pituuseroa (7 kk vs. 3–4 kk). Jätöksistä 18 % jäi tunnistamatta vuodenajalleen, mutta koska tunnistamattomien jätösten osuudessa ei ollut merkitseviä eroja vyöhykkeiden välillä, saatuja talvi- ja kesäjätösten tiheyksiä voidaan pitää tässä suhteessa harhattomina. Habitaattien väliseen vertailuun on sen sijaan syytä suhtautua varauksella, sillä habitaattien välillä voi olla eroja jätösten hajoamisnopeudessa. On esitetty arvio, että kuivilla kankailla talvijätökset on nähtävissä n. 5 vuoden ajan (Helle ym. 1988).

Vyöhykkeiden väliset erot kesäjätösten määrässä olivat tilastollisesti merkitseviä sekä tunturikoivikoissa että mäntymetsissä (kuva 2). Jätösten määrä kasvoi kummassakin tapauksessa vyöhykkeeltä I vyöhykkeelle III. Paljakalla vyöhykkeiden välillä ei eroja sen sijaan esiintynyt.

Talvijätösten suhteen vyöhykkeiden väliset erot olivat samaten merkitseviä sekä tunturikoivikossa että mäntymetsässä (kuva 2). Tunturikoivikossa vyöhykkeen III jätöstiheydet olivat 1,7-kertaiset ja mäntymetsässä 3,5-kertaiset vyöhykkeeseen I verrattuna.

Jäkälikön kuluminen

Jäkälälaitumen kulumista voidaan mitata poronjäkälien pituuden, paljastuneen kiven-



Kuva 2. Suhteelliset porotiheydet eri habitaateilla vyöhykkeittäin. Vyöhykkeitten väliset erot testattu varianssianalyysillä (F-arvot ja tilastollinen merkitsevyys). Talvi: paljakka $F = 1,25$, NS; koivumetsä $F = 8,85$, $p < 0,01$; mäntymetsä $F = 26,99$, $p < 0,001$. Kesä: paljakka $F = 0,83$, NS; koivumetsä $F = 6,52$, $p < 0,01$; mäntymetsä $F = 3,72$, $p < 0,05$.

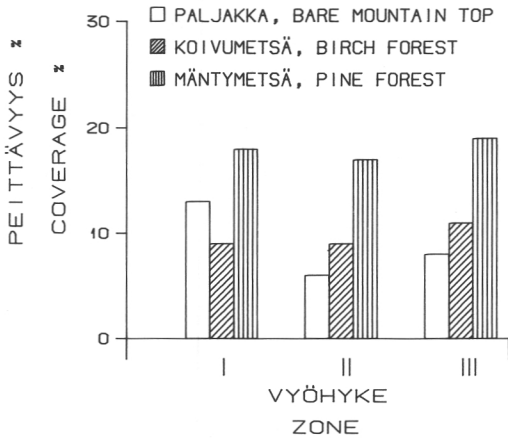
Fig. 2. Relative reindeer densities in terms of fecal group density on different habitats by the zone (significance of differences was tested by the analysis of variance). Winter: bare mountain top $F = 1.25$, NS; birch forest $F = 8.85$, $p < 0.01$; pine forest $F = 26.99$, $p < 0.001$. Summer: bare mountain top $F = 0.83$, NS; birch forest $F = 6.52$, $p < 0.01$; pine forest $F = 3.72$, $p < 0.05$.

näismaan/kasvipeitteettömän humuksen prosenttiosuuden sekä poronjäkälien peittävyden perusteella. Kulumisilmiöiden aiheuttaja voi olla sekä poronlaidunnus että ihminen.

Tunturikoivikossa ja mäntymetsässä poronjäkälien peittävydet eri vyöhykkeillä olivat lähes identtiset (kuva 3). Paljakalla eroja sen sijaan esiintyi ja vieläpä siten, että peittävyysprosentti oli korkein vyöhykkeellä I.

Poronjäkälien keskipituus vaihteli varsin huomattavasti vyöhykkeittäin (kuva 4). Paljakalla ja tunturikoivikossa vyöhykkeiden I ja II jäkälä oli lyhyempää kuin vyöhykkeellä III. Mäntymetsässä vyöhykkeiden II ja III jäkälä oli yhtä pitkää, ja merkitsevästi pitempää kuin vyöhykkeellä I.

Habitaattikohtainen paljastuneen kivennäismaan/kasvipeitteettömän humuksen osuus oli 20,7–21,7 %. Paljakalla ja mäntymetsässä vyöhykkeiden väliset erot olivat merkitseviä (kuva 5). Kuluminen oli ollut voimakkainta kummassakin tapauksessa vyöhykkeellä I, missä paljastuneen maan pinnan prosenttiosuus oli mäntymetsässä lähes 2,5-kertainen vyöhykkeiden II ja III keskiarvoon verrattuna. Vyöhykkeen I mäntymetsän selvästä maan pinnan kulumisesta huolimatta poronjäkälien peittävydessä ei ollut merkitseviä eroja vyöhykkeiden välillä (kuva 3). Poronjäkäliköt ovat tallaantumiselle yms. kaikkein herkintä kasvillisuutta, joten poronjäkälien peittävyys vyöhykkeen I mäntymet-



Kuva 3. Poronjäkäälän peittävyys eri habitaateilla vyöhykkeittäin. Paljakka $F = 9,24$, $p < 0,001$; koivumetsä $F = 1,92$, NS; mäntymetsä $F = 0,07$, NS.

Fig. 3. Coverage of reindeer lichens on different habitats by zone. Bare mountain top $F = 9.24$, $p < 0.001$; birch forests $F = 1.92$, NS; pine forest $F = 0.07$, NS.

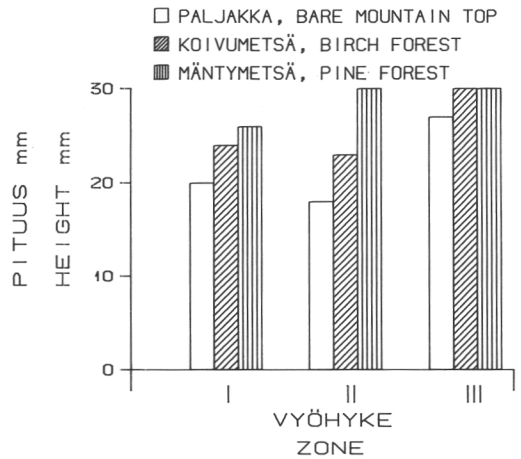
sässä on ollut ilmeisesti alunperin suurempi kuin vyöhykkeillä II ja III; paljakalla ilmiö on nähtävissä edelleenkin (kuva 3).

Porokannan rakenne

Näköhavaintoja kertyi 6.6.—16.9.1986 välisenä aikana yhteensä 1 005 porosta. Poronhoitovuonna 1985—86 urosten ja naaraiden lukumääräsuhde oli Ivalon paliskunnassa keskimäärin 1:4,4, kun se tutkimusalueella oli 1:1,3. Erot olivat myös vyöhykkeiden välillä selvät (kuva 6) siten, että urosten suhteellinen osuus pieneni vyöhykkeeltä I vyöhykkeelle III.

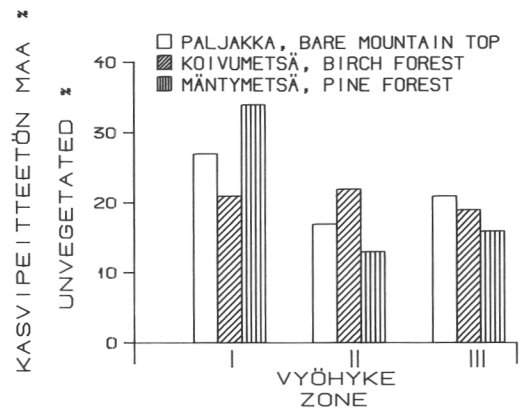
Laidunmenetyksen taloudellinen arvo

Laidunmenetyksen taloudellista arvoa koskevan laskelman lähtökohtana on pidetty oletusta, että vyöhykkeen III keskimääräinen porotiheys vastaa koko paliskunnan keskiarvoa, 2,3 lukuporoa/km² (maa-ala). Jätösten kokonaismäärän perusteella vyöhykkeen I porotiheys oli 45 % ja vyöhykkeen II porotiheys 25 % alhaisempi kuin vyöhykkeellä III (vastaavat tiheydet täten 1,3 ja 1,8 poroa/km²). Kun vyöhykkeet I ja II ovat pinta-alaltaan n. 60 km², päädytään arvioon, että vyö-



Kuva 4. Poronjäkälien (elävän osan) keskipituus eri habitaateilla vyöhykkeittäin. Paljakka $F = 7,01$, $p < 0,01$; koivumetsä $F = 16,02$, $p < 0,001$; mäntymetsä $F = 6,59$, $p < 0,001$.

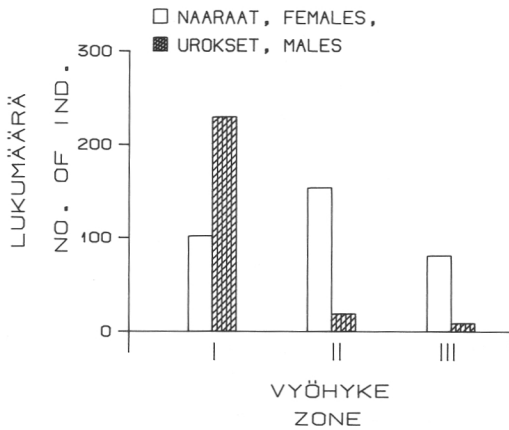
Fig. 4. Mean height of reindeer lichens (living part) on different habitats by zone. Bare mountain top $F = 7.01$, $p < 0.01$; birch forest $F = 16.02$, $p < 0.001$; pine forests $F = 6.59$, $p < 0.001$.



Kuva 5. Paljaan kivennäismaan/kasvipeitteetömän humuksen prosenttiosuus eri habitaateilla vyöhykkeittäin. Paljakka $F = 3,77$, $p < 0,05$; koivumetsä $F = 0,33$, NS; mäntymetsä $F = 14,37$, $p < 0,001$.

Fig. 5. Coverage of bare mineral soil/unvegetated humus on different habitats by zone. Bare mountain top $F = 3.77$, $p < 0.05$; birch forests $F = 0.33$, NS; pine forests $F = 14.37$, $p < 0.001$.

hykkeellä I laiduntamismahdollisuutensa on menettänyt 60 poroa (2,3—1,3 × 60) ja vyöhykkeellä II 35 poroa (2,3—1,8 × 60), yhteensä siis 95 poroa. Kun lukuporon bruttotuotanto on tällä hetkellä n. 400 mk/v, menetyksen arvoksi saadaan Ivalon paliskunnan osalta n. 36 000 mk/v.



Kuva 6. Tutkimusalueella kesällä 1986 havaittujen naaras- ja urosporojen lukumäärä vyöhykkeittäin (havainnointiajat eri pituiset). Erot sukupuolten lukumääräsuhteessa testattiin χ^2 -testillä: $\chi^2 = 205,50$, $p < 0,001$.

Fig. 6. Number of female and male reindeer by zone in summer 1986 (intensity of observation was not equal in various zones). Significance of differences in sex ratio between zones was tested by χ^2 -test: $\chi^2 = 205,50$, $p < 0,001$.

Tulosten tarkastelu

Tunturikoivikossa ja mäntymetsässä havaittiin suhteellisen porotiheyden kasvu vyöhykkeeltä I vyöhykkeelle III, mikä tukee väitteitä porojen karkoittumisesta häiriöalteilta alueilta. Kesän osalta samaan viittaa urosporojen korkea suhteellinen osuus vyöhykkeellä I; urosporojen sopeutuminen erilaisiin häiriötekijöihin on yleisesti tunnettu, ja se koskee myös viljejä peura- tai karibupopulaatioita (Bergerud 1974, Klein 1980).

Muista habitaateista poiketen selvästi tulkittavaa porojen karkoittumista paljakkalta ei havaittu kesällä eikä talvella. Kesän osalta selitykseksi riittänee, että alue on vakiintunut hirvaiden kesälaitumeksi. Talvella sukupuolten eriytyminen ei ole yleensä yhtä selvää. Ilmiölle on ilmeisesti muitakin selityksiä. Todennäköisimmin kysymys on siitä, että vyöhykkeen I metsäalueella erilaiset häiriötekijät (ladut ja niiden kunnossapito jne.) kestävät nykyisin koko lumisen ajan, kun taas alueen paljakoilla häiriöt keskittyvät edelleen selvästi kevättalven ja kevään lasketelusesonkiin.

Häiriöhypoteesin rinnalla testattiin myös muiden ympäristötekijöiden vaikutusta porojen alueelliseen jakautumiseen (Särkelä 1988). Näistä tärkein on mäntymetsän ikä, jonka

kanssa poron laidunnus yleensä korreloi vahvan positiivisesti (Helle ja Aspi 1985). Sekä vyöhykkeellä I että vyöhykkeellä II vanhoja (kehitysluokat 3, 4 ja 6) metsiä oli enemmän kuin nuoria (kehitysluokat 0, 1, 2 ja 5), kun taas vyöhykkeellä III vanhoja ja nuoria metsiä oli suunnilleen yhtä paljon. Tämä viittaa siihen, että eroja vyöhykkeiden välillä ei voida selittää metsikön iällä. Särkelän (1988) työstä käy lisäksi ilmi, että ero nuorten ja vanhojen metsien talvijätöstiheyksissä oli merkitsevä ainoastaan vyöhykkeellä III. Tämä voidaan tulkita siten, että vyöhykkeellä I ja II laidunnuksen jakautumiseen vaikuttavat muutkin kuin ”luonnolliset” tekijät.

Hoogestegerin (1976) mukaan maanpinnan ja kasvillisuuden kulumista oli havaittavissa Saariselällä 1970-luvun puolivälissä lähinnä vain kämppien lähiympäristössä. Kovin hälyttävänä tilannetta ei pitänyt myöskään Saastamoinen (1982), jonka kulumista koskevat havainnot ovat 1970-luvun lopulta. Tässä tutkimuksessa kuluminen tuli sen sijaan varsin selvästi esiin erityisesti vyöhykkeen I mäntymetsissä. Alueen suhteellisen alhaiset porotiheydet sekä kesällä että talvella viittaavat vahvasti siihen, että kulumisilmiöt ovat ihmisen aiheuttamia.

Paljastuneen kivennäismaan korkea prosenttiosuus johtuu osittain tiheästä polku- ja tieverkosta, mutta lyhyeksi kulunut jäkälikkö osoittaa talleantumista tapahtuneen myös maastossa polkujen ja teiden ulkopuolella.

Laidunmenetyksen arvoksi saatiin varovaisen arvion mukaan 36 000 mk/v, mikä on n. 10 % koko Ivalon paliskunnan ja 20 % eteläisen tokkakunnan vuotuisesta liikevaihdosta. On kuitenkin erittäin todennäköistä, että haitat ilmenevät suunnilleen samansuuruisina nelostien läheisyydessä myös Sodankylän Lapin paliskunnassa. Lisäksi on otettava huomioon, että porojen karkoittumisesta johtuva laidunmenetys on vain yksi monista muista mahdollisista haitoista. Taloudellisesti merkittävämpiä saattavat olla poronhoitotöiden vaikeutuminen ja häirinnän suorat vaikutukset porojen kuntoon (Komiteanmietintö 1973, Särkelä 1988).

Tästä huolimatta porotalouden menetykset ovat suhteellisen vähäiset kun niitä verrataan Saariselän matkailun 120 milj. mk vuotuisen liikevaihtoon (Särkelä 1988). Tästä ei kuitenkaan seuraa, että porotalouden haitat voidaan sivuuttaa. Periaatteessa porotalouden huomioon ottamista on pidetty matkai-

lun kehittämissuunnitelmissa lähes itsestäänselvyytenä, joskaan ”kovin konkreettisia toimia ei ole tehty sen toteuttamiseksi, että eri elinkeinotoiminnot suunniteltaisiin mahdollisimman vähän porotaloutta haittaaviksi” (Lapin Seutukaavaliitto 1980).

Porotaloudella ei ole kuitenkaan varsinaisia juridisia oikeuksia muiden elinkeinojen aiheuttamia haittoja vastaan vesirakentamista lukuun ottamatta. Näin ollen ainoaksi vaihtoehdoksi jää maanomistajan (valtio), matkailuyrittäjien ja paliskunnan yhteistyön tiivistäminen konkreettisten parannuskeinojen löytämiseksi.

Urho Kekkonen kansallispuiston perustaminen on epäilemättä parantanut porotalouden asemaa. Puiston järjestyssäännön mukaan puiston tavoitteena on ”erämaaluonnon suojelemisen ohella poronhoidon ja retkeilyn edellytysten turvaaminen”. Mitä poronhoidon edellytysten turvaaminen käytännössä tarkoittaa ja kuka ratkaisee onko edellytykset turvattu, onkin jo monitahoisempi kysymys. Ne ovat kuitenkin tämän tutkimuksen mukaan kysymyksiä, joihin Saarisellä on syytä alkaa etsiä vastauksia.

Yhteenveto

Tutkimus tehtiin Saariselän tunturialueen luoteislaidalla Ivalon paliskunnassa, missä nelostien varteen sijoittuvasta matkailukeskuksesta kohdistuu huomattava käyttöpaine lähialueille ja Urho Kekkonen kansallispuistoon. Tutkimuksessa selvitettiin matkailun/retkeilyn vaikutusta porojen alueelliseen jakautumiseen ja jäkälälaitumien kulumiseen. Alue jaettiin kävijämäärien perusteella kolmeen vyöhykkeeseen: I lähialue (0–5 km matkailukeskuksesta), II välialue (5–10 km) ja erämaa-alue (10–15 km).

Kesällä vyöhykkeiden välillä ei ollut olennaisia eroja suhteellisissa porotiheyksissä. Kesällä tehtyjen maastohavaintojen mukaan alueen I porot ovat etupäässä urosporoja, joiden tiedetään sopeutuvan erilaisiin häiriöihin naarasporoja paremmin. Talvella sen sijaan porojen karkoittuminen vyöhykkeiltä I ja II oli selvää. Poronjäkälän keskipituus oli suurin joko II tai III vyöhykkeellä suhteellisen korkeista porotiheyksistä huolimatta. Selvimmin matkailun/retkeilyn aiheuttama maanpinnan kuluminen tuli esiin paljastuneen kivennäismaan/kasvipeitteettömän hu-

muksen prosenttiosuudessa; mäntykankailla se oli vyöhykkeellä I yli kaksinkertainen vyöhykkeeseen III verrattuna.

Tutkimuksessa esitetään myös karkea arvio laidunmenetyksen taloudellisesta arvosta ja ehdotetaan keskustelua haittojen vähentämisestä tai korvaamisesta.

Kirjallisuus

- Aikio, P. 1977. Saamelaisten ekosysteemin murtuminen Lapin paliskunnassa. Suomen Luonto 2: 72–77.
- 1984. UKK:n kansallispuisto ja porotalous. Balggis, polku. Lapin sivistysseuran julkaisuja 44: 75–83.
- Bergerud, A.T. 1974. The role of the environment in the aggregation, movement and disturbance behaviour of caribou. Julkaisussa: Geist, V. & Walther, F. (toim.). The behaviour of ungulates and its relation to management. IUCN Publ. new series 24(2): 552–584.
- Helle, T. & Aspi, J. 1985. Metsikön iän vaikutus poron laidunnukseen kuivilla kankailla. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 196: 114–121.
- , Aspi, J. & Kilpelä, S.-S. 1988. Stand characteristics and lichen use by semi-domesticated reindeer. Proceedings of the 5th International Reindeer/Caribou Symposium, Arvidsjaur, Sweden, August 1988 (submitted).
- Hoogesteger, M. 1976. Kasvillisuuden muuttuminen Koilliskairan autiotupien ympärillä. Silva Fennica 10(1): 40–53.
- Klein, D.R. 1980. Reaction of caribou and reindeer to obstructions — a reassessment. Julkaisussa: Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S. (toim.). Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium, Roros, Norway, 1979. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim. s. 519–527.
- Kolkka, M. 1985. Raportti matkailusta Urho Kekkonen kansallispuistossa ja sen lähialueella. Julkaisematon. 33 s.
- Komiteamietintö. 1973. Matkailu/porotaloustoimikunnan mietintö 123. Helsinki. 79 s.
- Lapin seutukaavaliitto. 1980. Katsaus runkokaavan ja rakennesuunnitelman toteuttamislanteeseen. Sarja A. Julk. no. 30. Rovaniemi. 99 s.
- Maanmittauslaitos. 1972. Saariselän matkailukeskus, maankäytön yleissuunnitelma. Helsinki. 109 s.
- Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (porotutkimus), Paliskuntain Yhdistys & Lapin seutukaavaliitto 1985. Porotalouden alueet. Kartta. Rovaniemi.
- Saastamoinen, O. 1982. Economics of multiple-use forestry in the Saariselkä forest and fell area. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 104: 1–102.
- Särkelä, M. 1988. Matkailun vaikutus poron alueelliseen jakautumiseen ja laidunten kulumiseen Saarisellä. Pro gradu -työ. Helsingin yliopisto, ympäristönsuojelun laitos. 62 s.
- Viranto, H. 1977. Lapin matkailun ympäristövaikutuksia. Lapin Seutukaavaliitto, sarja A, julk. no. 23. Rovaniemi. 160 s.

Total of 15 references

SUMMARY

Tourism and reindeer management in Saariselkä; disturbance effects and trampling of lichen ranges

The study was carried out around the Saariselkä tourist center located in the north-west edge of the Saariselkä fell area, Finnish Lapland. Its aim was to measure the disturbance effect of outdoors recreation on range use by semi-domesticated reindeer as well as the impact of trampling on lichen vegetation. The area (about 180 km²) was divided into 3 zones on the basis of number of visitors: I tourist center and its vicinity (0–5 km from the road Europe 4), II the zone of skiing and hiking use (in the Urho Kekkonen National Park) (5–10 km from the road) and III wilderness area with few visitors (10–15 km from the road). Relative reindeer densities were measured by means of pellet groups separately for the summer and winter. Tree main habitats (bare mountain tops, birch forests and pine forests) were included in the study.

In summer, relative reindeer densities did not vary with the zones. However, field observations showed that almost all reindeers in zone I were males, which are known to adapt better to various disturbances than females with calves. In winter, relative densities were lowest in zone I and highest in zone III. Despite relatively high animal densities in zones II and III the mean height of lichens was greater there than in zone I.

The impact of trampling was most visible in the percent cover of bare mineral soil and unvegetated humus; in pine forests it was 2.5 times higher in zone I than in zone III.

A rough estimate of the economic consequences of range loss is presented. These are considered so substantial that serious discussion is needed to find tools to reduce or offset disturbances and range damage.

LUPON ESIINTYMINEN OULANGAN KANSALLISPUISTOSSA

Pekka Helle, Timo Helle ja Mikko Mönkkönen

Johdanto

Lupot ja naavat (heimo *Usneaceae*) ovat luonteenomaisia pohjoisen havumetsävyöhykkeen epifyyttejä. Heimon kolmesta suvusta (*Alectoria*, *Bryoria* ja *Usnea*) tavataan Fennoskandiassa yhteensä 26 lajia (Moberg ja Holmäsén 1982), joista 11 esiintyy Pohjois-Suomessa (Ahti 1977). Pohjoiset luppometsät ovat tärkeitä porojen talvilaitumia (mm. Mattila ja Helle 1978, Mattila 1979), mutta niiden merkitys muille eläimille on huonommin tunnettu (ks. Helle ja Helle 1988). Kvantitatiivinen tietämys naavojen ja luppojen runsaudesta ja kasvupaikkavaatimuksista on sangen niukkaa.

Lupot ja naavat ovat parin viime vuosikymmenen aikana hävinneet laajalta alueelta

eteläisestä ja keskisestä Suomesta (Vuokko 1982). Tähän ovat vaikuttaneet sekä vanhojen metsien pinta-alan pienentyminen että ilmansaasteet. Tämän tutkimuksen tarkoitus on kuvata luppojen ja naavojen esiintyminen Oulangan kansallispuiston (Kuusamo, Salla) erilaatuisilla metsäisillä maastotyypeillä ja tarkastella eri lajien elinympäristön ominaisuuksia. Toiseksi tutkimus on pohjana tulevaisuudessa tehtävälle toistotyölle, jolloin voidaan kvantitatiivisesti mitata luppojen määrän muutoksia alueella, joka on luonnonsuojelualueena kaiken metsätaloustoiminnan ulkopuolella.

Tutkimuksen rahoitti Maj ja Tor Nässlingin säätiö, mistä lausumme parhaat kiitokset.

Taulukko 1. Tutkimuksen näytealojen jakautuminen eri kasvillisuustyyppiin, sekä näiden keskim. luppobiomassa ja vaihteluväli. Suluissa kuvassa 1 käytetyt metsätyyppien lyhenteet.

Table 1. Distribution of sample plots of the study into different vegetation types. Mean biomasses and ranges of arboreal lichens are given. Abbreviations of forest types in brackets are used in Fig. 1.

	Näytealoja No. of sample plots	Kokonaisbiomassa < 4 m kuivapainona, kg/ha Total lichen biomass < 4 m dry weight, kg/ha	
		x	min-max
Kuivat kankaat, dry sites			
<i>Calluna-Cladina</i> (CCIT)	10	7,0	2,5—15,1
Kuivahkot kankaaat, moderately dry sites			
<i>Empetrum-Myrtillus</i> (EMT)	6	6,2	2,1—14,4
<i>Ledum-Uliginosum</i> (LUT)	4	10,3	4,7—15,6
<i>Hylocomium-Myrtillus</i> (HMT)	6	33,6	11,0—70,5
Tuoreet ja lehtomaiset kankaat, fresh sites			
<i>Geranium-Myrtillus</i> (GMT)	5	26,0	11,5—44,4
<i>Geranium-Dryopteris</i> (GDT)	6	42,8	14,1—91,0
<i>Geranium-Filipendula</i> (GFT)	6	22,6	7,6—29,8
<i>Filices</i> (FT)	5	23,3	3,3—32,8
<i>Geranium-Vaccinium</i> (GVT)	4	4,5	0,8—11,7
Soistuvat kangasmetsät, paludified forests			
<i>Polytrichum commune</i> -valtaiset	5	44,8	8,8—102,3
Varsinaiset ja <i>Sphagnum fuscum</i> -valtaiset	7	87,9	43,5—172,3
Rämeet, pine swamps			
Kuusirämeet	2	36,9	28,2—50,9
Muut rämeet	10	1,8	0,3—4,0
Lettorämeet	8	1,8	0,1—8,1
Korvet, spruce swamps			
Korvet	5	35,9	16,5—81,6
Ruoho- ja heinäkorvet	10	18,6	1,0—46,0
Neva-, letto- ja lehtokorvet	8	24,5	10,9—65,3

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalue, Oulangan kansallispuiston vanha osa, on pinta-alaltaan n. 100 km² laajuinen. Alue on vaara-alueita ja pääosin 200—300 m mpy. Kuusamon ilmasto on vahvasti mantereinen lämpimimmän ja kylmimmän kuukauden keskilämpötilojen erotuksen ollessa 27°C. Kansallispuiston alue kuuluu Peräpohjolan metsäkasvillisuus- ja aapasuovyöhykkeeseen. Puiston vanhasta osasta noin 3/4 on kasvullista metsämaata. Metsät ovat pääasiassa mäntyvaltaisia ja puhtaat kuusimetsät samoin kuin lehtipuuvallaisia alueet ovat pienialaisia. Metsien ikärakenteessa vallitsevia ovat vanhat metsät. Alueen suot ovat pääasiassa eutrofisia; luonteenomaisia ovat erityisesti ohutturpeiset rinnesuot.

Luppotutkimus tehtiin kansallispuiston eri metsätyypeillä ja metsää kasvavilla suotyypeillä. Kasvillisuusjaottelu perustui Söyringin ym. (1977) alueelta tekemään kasvillisuuskartoitukseen. Tämän kartoituksen pohjalta metsätyyppejä tutkittiin yhdeksän, soistuvia kangasmetsätyyppejä kaksi sekä korpia ja rämeitä yhteensä kuusi tyyppiä (ks. taulukko 1, joka myös esittää yhteensä 107 tutkitun koealan jakautumisen eri tyypeille).

Eri kasvillisuustyypeiltä tutkittiin 2—10 koealaa. Söyringin ym. (1977) kasvillisuuskartan avulla arvioitiin tutkittavat kuviot. Jokaisen tutkittavan kuvion keski-osa valittiin satunnaisesti koealan keskipiste. Tätä pistettä lähimmät 10 puuta tutkittiin. Lupon määrä arvioitiin erikseen alle 2 m:n ja 2—4 m:n korkeudelta. Määrän arviointi oli silmämääräinen ja se tehtiin eri kokoisten kuivapainoltaan tunnettujen vertailutupsujen

avulla (painot 0,1, 0,2, 0,5, 1, 2, 5 ja 10 g; menetelmän yksityiskohdista, ks. Stevenson 1979). Täsmällistä koetta silmämääräisen arvioinnin osuvuudesta ei tehty, mutta havainnot osoittivat virheen olevan n. 10 % ja ettei se ole riippuvainen luppolaajasta tai tutkittavasta puulajista. Yli 4 m:n korkeudelta arvioitiin runsaimpien lajien suhteelliset osuudet. Koealoilta mitattiin normaalit metsikkötunnukset. Maastotyö tehtiin kevättalvella 1985. Söyringin ym. (1977) kasvillisuusanalyysien ansiosta samoilta paikoilta on käytettävissä kvantitatiivista tietoa pohja- ja kenttäkerroksen lajeista ja runsaussuhteista. Koealan koko vaihteli 0,4—4,8 aaria puuston tiheydestä riippuen.

Tulokset

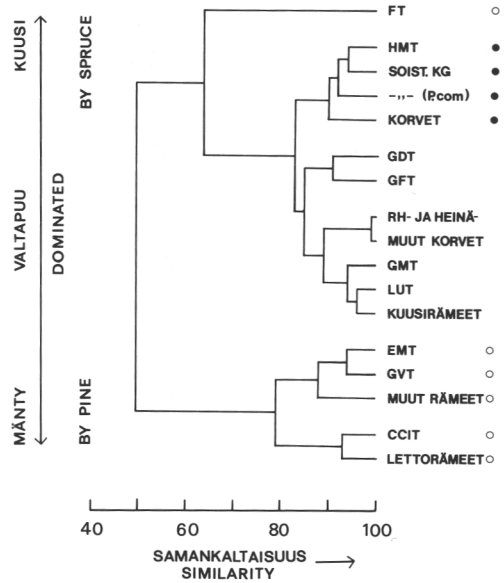
Tässä yhteydessä tulokset esitetään koskien alle 4 m:n korkeutta. Koealoilta löydettiin yhteensä 8 lajia. Usneat (2 lajia) ja Bryoria-lajit *furcellata*, *capillaris* ja *simplicior* ovat kuitenkin vähämerkityksisiä, sillä kolmen valtalajin — mustaluppo (*Bryoria fuscescens*), korpiluppo (*Alectoria sarmentosa*) ja kandaanluppo (*B. fremontii*) — osuus koko aineistossa on 95 %.

Luppojen biomassa koealoilla vaihteli 0,1—172,3 kg/ha (taulukko 1). Kasvillisuustyyppien keskiarvojen valossa korkeimmat arvot olivat varsinaisissa ja *Sphagnum fuscum*-valtaisissa soistuvissa kangasmetsissä (87,9 kg/ha) ja alhaisimmat lettorämeillä ja ns. muilla rämeillä (1,8 kg/ha; ks. taulukko 1). Koealojen välinen vaihtelu kasvillisuustyyppien kokonaisbiomassassa oli melkoista (havaitut ääriarvot on taulukossa 1). Vaihtelukertoimella (% S.D./x) mitattuna vaihtelu koealojen välillä oli keskimäärin 64 %; suurinta oli vaihtelu lettorämeillä (139 %) ja pienintä *Geranium-Filipendula*-tyypillä (37 %). Vaihtelun määrää ei ole kuitenkaan mielekäästä analysoida tarkemmin mm. sen vuoksi, että koealojen määrä ei tyypeittäin ollut sama.

Luppojen ja naavojen lajimäärä koealoilla vaihteli välillä 2—6. Eri kasvillisuustyypeistä alhaisin keskimääräinen lajimäärä oli CCIT:llä (2,1) ja korkein korvissa (5,2; taulukko 1).

Vertasimme 17 eri kasvillisuustyyppien luppoyhteisöjen keskinäistä samankaltaisuutta (kuva 1). Menetelmä ottaa huomioon ainoastaan lajien suhteelliset osuudet näytteissä, ei niiden absoluuttisia määriä. Keskinäis-suhteita kuvaavassa dendrogrammissa on kolme valtahaaraa. Yksi pitää sisällään mäntyvaltaisia kasvupaikkoja (sekä mine-raali- että turvemaita), joissa luppojen määrä on alhainen, toisessa oksassa on yksinään *Filices*-tyypin lehtomainen metsä, jossa lehtipuuston osuus on kaikista tutkituista tyypeistä korkein (ks. Söyrinki ym. 1977). Dendrogrammin kolmas haara sisältää kohtalaisesti tai runsaasti luppoo sisältävät biotoopit. Tästä haarasta voidaan edelleen nähdä, että runsasluppoisimmat paikat (ks. myös taulukko 1) keskittyvät yhteen oksaan: nämä ympäristöt ovat myös voimakkaimmin kuusen luonnehtimia (HMT, soistuvat kangasmetsät, korvet).

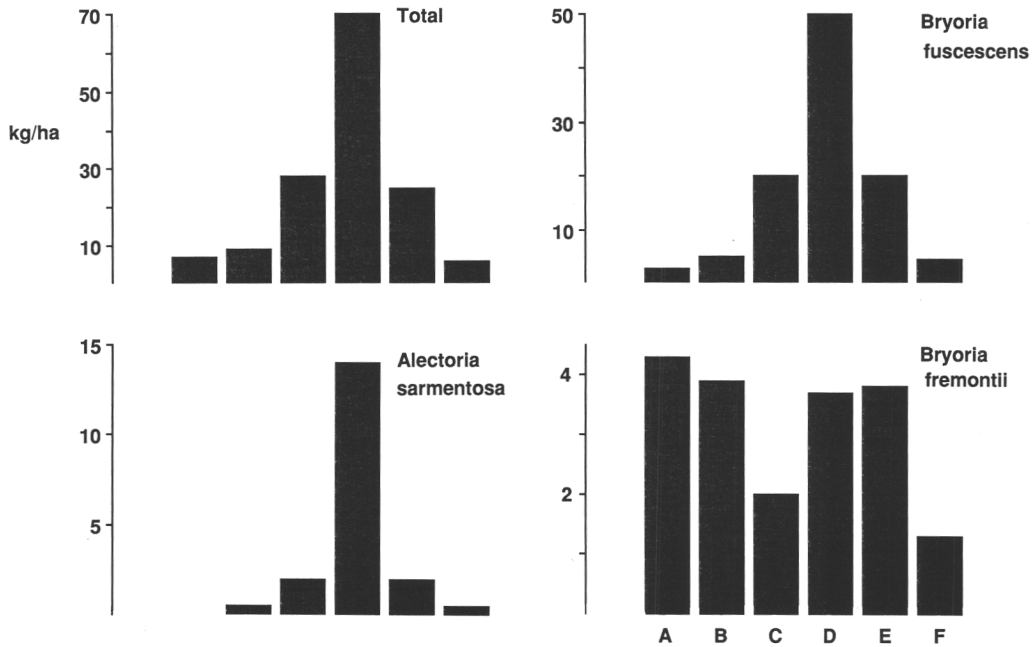
Seuraavaksi tarkastelemme luppon määrää metsätaloudessa käytettävän kasvupaikkatyyppiä pohjalta (kuivat, kuivahkot ja tuoreet kankaat, soistuvat kangasmetsät, korvet, rämeet). Lupon kokonaismäärä on ylivoimaisesti korkein soistuvissa kangasmetsissä (n. 70 kg/ha; kuva 2). Tuoreilla kankailla ja korvissa kokonaisbiomassa on karkeasti ottaen sama, mutta alle puolet soistuvien kangasmetsien määrästä. Kuivilla ja kuivahkoilla kankailla sekä rämeillä luppon määrä on vähäinen.



Kuva 1. Tutkittujen kasvillisuustyyppien luppoyhteisöjen samankaltaisuuden perustuva dendrogrammi; vertailumittana prosenttinen samankaltaisuus, ns. UPGMA-tekniikka (Sokal ja Rohlf 1981). Täyteiset pallot osoittavat runsasta biomassaa (> 30 kg/ha, kuivapainona), renkaat vähäistä biomassaa (< 10 kg/ha). Metsätyyppien lyhenteistä ks. Taulukko 1.

Fig. 1. Dendrogram based on the similarities of the lichen communities of the vegetation types studied; based on percentage similarity and UPGMA technique (Sokal and Rohlf 1981). Dots indicate vegetation types with abundant lichens (> 30 kg/ha, dry weight), open circles those with sparse lichens (< 10 kg/ha). See Table 1 for the abbreviations of the forest types.

Mustaluppo on ylivoimaisesti runsain laji; edellä luonnehditut kokonaisbiomassaerot eri kasvupaikkatyyppien välillä ovat suurelta osin seurausta tästä lajista (kuva 2). Mustaluppo on runsain laji kaikilla muilla kasvupaikkatyypeillä paitsi kuivilla kankailla. Korpiluppo on selvemmin kuin mustaluppo keskittynyt soistuneisiin kangasmetsiin, lajia ei tavattu lainkaan kuivien kankaiden koealoilla. Kanadanluppo on yhtä runsas laji kuin korpiluppo (kummankin dominanssi koko aineistossa 13 %), mutta elinpaikkavaatimuksiltaan se on edellisistä lajeista selvästi poikkeava (kuva 2). Laji on runsaimmillaan kuivilla ja kuivahkoilla kankailla, ja suhteellisen runsas soistuvissa kangasmetsissä ja korvissa. Kanadanluppo on kuivien kankaiden runsain laji.



Kuva 2. Aineiston kolmen runsaimman luppolajin ja loppojen kokonaisbiomassa (kuivapaino, < 4 m) eri kasvupaikkatyypeillä. A — kuivat kankaat, B — kuivahkot kankaat, C — tuoreet kankaat, D — soistuvat kangasmetsät, E — korvet, F — rämeet.

Fig. 2. Biomass of arboreal lichens (total) and of the three most frequent species in the main vegetation types (dry weight, < 4 m). A - dry sites, B - moderately dry sites, C - fresh sites, D - paludified forests, E - spruce swamps, F - pine swamps.

Tulosten tarkastelu

Lupon runsauteen vaikuttavat tekijät ovat moninaiset. Tämän tutkimuksen aineiston ylimalkainen tarkastelu osoittaa, että maapohjan kosteudella on suuri merkitys kasvupaikkatyyppikohtaisiin luppomääriin. Yksittäistä puuta ajatellen paitsi kasvupaikka myös puun itsensä ominaisuudet (esim. laji, ikä, koko, kuolleiden oksien lukumäärä jne.) vaikuttavat lupon määrään. Toisaalta yksittäisen puun ominaisuudet ovat jossain määrin ennustettavissa kasvupaikan yleisistä ominaisuuksista, mutta lupon määrän vaihtelun selittävä malli on monimutkainen.

Tässä yhteydessä esitämme lupon kokonaisuuden suhteessa yhteen tärkeään metsikkötunnukseen, puuston tilavuuteen eli kuutiomäärään. Koelakohtaisesti lasketut korrelaatiot luppobiomassan ja puuston kuutiomäärän välillä eri kasvupaikkatyypeillä olivat seuraavat:

kuivat kankaat	$r = -0.420$
kuivahkot kankaat	$r = -0.374$
tuoreet kankaat	$r = -0.136$
soistuvat kangasmetsät	$r = +0.420$
korvet	$r = +0.576$
rämeet	$r = +0.355$

Negatiiviset korrelaatiot luonnehtivat kivennäismaita, positiiviset turvemaita; ainoastaan korven korrelaatio on kuitenkin tilastollisesti merkitsevä ($P \approx 0,004$). Yhdistimme edelleen kivennäismaat ja turvemaita omiksi ryhmiin. Edellinen ryhmä osoittaa edelleen riippumattomuutta näiden muuttujien välillä ($r = 0.124$), mutta turvemaita korrelaatio on erittäin merkitsevä ($r = 0,600$, $P \approx 1,19E-06$). Ahdas tulkinta lupon määrän ja kuutiomäärän välisestä riippuvuudesta merkitsee sitä, että 36 % lupon määrän eroista eri koalojen välillä selittyy puuston tilavuuden välisillä eroilla. Turvemaiden malli, mitä vähäisempi puiden runkotilavuus sitä suurempi lupon määrä, on kuitenkin ilmeisesti epäsuora. Vähäinen kuutiomäärä itsessään tuskin kohottaa lupon määrää, vaan luultavasti kasvupaikan tietyt, lupolle suotuisat piirteet toteutuvat parhaiten puuston määrältään vähäisil-

lä kasvupaikoilla. Tällaisia voivat olla mm. puiden huono kunto, kuolleiden ja vioittuneiden puiden ja oksien määrä.

Vertailukelpoisia tietoja lupon määrästä muualta Pohjois-Suomesta ei toistaiseksi ole julkaistu, mutta Helteen ym. (1988) julkaisematon aineisto osoittaa, että vastaavanlaisia luppomääriä löydettiin sekä Taivalkoskelta että Pohjois-Sodankylästä 1970-luvun puolivälissä. Nyt käsillä oleva tutkimus oli tarkoitettu häiriöttömän lähtökohtatilanteen selvittämiseksi. Aivan tuoreet tiedot lupon vähenemisestä Pohjois-Suomessa (Helle ym. 1988) viittaavat kuitenkin siihen, että myös Kuusamossa lopot ja naavat olivat olleet jo tutkimusajankohtana alttiina ilman saasteille.

Kirjallisuus

Ahti, T. 1977. Lichens of the boreal coniferous zone. In: Seaward, M.R.D. (ed.) Lichen ecology. Academic Press, London. p. 145—181.

- Helle, P. & Helle, T. 1988. Arboreal lichens as resource in winter ecology of mammals and birds. *Aquilo*, Ser. Zool. (painossa).
- Helle, T., Norokorpi, Y. & Saastamoinen, O. 1988. Luppobiomassan muutokset Pohjois-Suomessa vuosina 1976—1988. Julkaisematon aineisto.
- Moberg, R. & Holmäsen, J. 1982. Lavar. Rahm & Stenström Interpublishing AB. Stockholm.
- Mattila, E. & Helle, T. 1978. Keskisen poronhoitoalueen talvilaidunten inventointi. Summary: Inventory of winter ranges of semi-domestic reindeer in Finnish Central Lapland. *Folia Forestalia* 358: 1—31.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1981. Biometry: The principles and practice of statistics in biological research. Freeman, San Francisco.
- Söyrinki, N., Salmela, R. & Suvanto, J. 1977. Oulangan kansallispuiston metsä- ja suokasvillisuus. Summary: The forest and mire vegetation of the Oulanka National Park. Northern Finland. *Acta Forestalia Fennica* 154: 1—150.
- Stevenson, S.K. 1979. Effects of selective logging on arboreal lichens used by Selkirk Caribou. B.C. Ministry of Forests, Nelson. 79 p.
- Vuokko, S. 1982. Naavatiedustelun tulos: Kuuset kuriin, parta pois! Summary: The results of the beard lichen enquiry. *Suomen Luonto* 2: 44—46, 57.

Total of 9 references

SUMMARY

Abundance of arboreal lichens (Usneaceae) in the Oulanka National Park, northeastern Finland

Arboreal lichens are typical epiphytes of the boreal forest. They are known to be an important food resource for reindeer during winter; the same probably applies to other animal species, but this is poorly known. Arboreal lichens have declined during the past decades especially in S Finland due to air pollution. Quantitative data on these lichens are scarce.

Material and methods

Our study area, the Oulanka National Park, lies in NE Finland (66°N, 29°E). The area is dominated mainly by old coniferous forests. The sampling covers all forested vegetation types typical of the region. Vegetation types considered (17) were sampled by 2—10 study plots: in each plot (107 altogether) the 10 nearest trees to a randomly selected point were studied. The amount of arboreal lichen species was estimated below the height of 4 m with the aid of reference samples of known weight.

Results

Of the eight species found, *Bryoria fuscescens*, *Alectoria sarmentosa* and *B. fremontii* contributed to 95 % of the total lichen biomass. The biomass was highest in paludified forests (88 kg/ha, dry weight) and lowest in pine swamps (2 kg/ha). The number of species varied from 2.1 (mean of the study plots) in *Calluna-Cladina* type

forest to 5.2 in spruce swamps. A dendrogram based on the pairwise similarities of the lichen communities showed that the vegetation types studied formed groups roughly depending on the dominant tree species.

The overwhelmingly most frequent species, *B. fuscescens* (relative frequency 69 % in the whole material) dominated all the main vegetation types except dry sites. *A. sarmentosa* (dominance 13 %) tended to be more common in moist, spruce-dominated stands, whereas *B. fremontii* (dominance 13 %) clearly preferred drier, pine-dominated sites.

Discussion

Conditions of soil humidity seem to determine the biomass of arboreal lichens, but the relationship is not wholly straightforward. Neither is it easy to interpret the relationship between the abundance of arboreal lichens and timber volume. The correlations between these two variables were negative in sites on mineral soil but positive in sites on peat (paludified forests, spruce swamps, pine swamps). The basic idea of the study was to describe the abundance of arboreal lichens in undisturbed stands in a remote area, where the role of air pollution on lichens has been of minor importance. Results from nearby localities suggest, however, that the communities of arboreal lichens described in this report have already been affected by air pollution.

MUSTIKAN JA POHJANVARIKSENMARJAN MARJASATOJEN VUOTUISISTA VAIHTELUISTA POHJOISIMMASSA SUOMESSA

Seppo Eurola, Kari Laine ja Esko Saari

Johdanto

Mustikka (*Vaccinium myrtillus* L.) ja pohjanvariksenmarja (*Empetrum hermaphroditum* Hagerup) ovat A. Kalelan (1961) ryhmitellyssä pohjoisvoittoisia havumetsävyöhykkeen lajeja, jotka ovat levinneet myös itse havumetsän pohjois- ja yläpuolelle eivätkä kärsi mereisestä ilmastosta aitojen havumetsävyöhykkeen kasvien (taigalajien) tavoin.

Mustikka vaatii tuntureilla hyvän lumisuojan (>80 cm, Eurola ym. 1980). Näin paksu lumipeite aiheuttaa alaoarokista vyöhykettä ylempänä lumenviipymäpaikan (Eurola ym. 1986), mikä yhdessä alentuneen lämpösumman kanssa rajoittaa mustikan esiintymistä yli 900 m mpy korkeudessa. Pohjanvariksenmarja kasvaa vähälumisilla, jopa lähes lumettomillakin paikoilla (vrt. Eurola ym. 1980) ja sitä tavataan selvästi korkeammalla kuin mustikkaa. Mustikka on hyönteispölytteinen, lehtensä varistava vihreävartinen ja laajan maanalaisen juuriston omaava varpu, kun sitä vastoin pohjanvariksenmarja on tuulipölytteinen ja ikivihreä.

Näiden kahden lajin välillä on siis monia ekologisia eroja, joiden vuoksi niiden vuotuisen marjasatojen vaihtelujen vertailu on mielenkiintoista juuri pohjoisen metsänrajan tuntumassa, missä lajit ja niiden lisääntymistoiminnot altistuvat monien ympäristötekijöiden voimakkailla vuotuisille vaihteluille. Esim. ilmaston vuotuiset vaihtelut ovat ääreviä verrattuna moniin eteläisimpiin kasvu- paikkoihin (esim. Hustich 1947, 1975). Samoin pohjoisilla alueilla lajit joutuvat kokemaan erityisen suuren laidunpaineen syklisesti vaihtelevien pikkunisäkäs-kantojen vuoksi (esim. Laine ja Henttonen 1983). Lehtensä pudottavien ja ikivihreiden lajien välillä on esitetty olevan eroja niiden puolustautumisessa kasvinsyöjiä kohtaan (Chapin 1980, Bryant ym. 1985, Coley ym. 1985), minkä osaltaan voisi olettaa heijastuvan ns. allo-

kointiteorian mukaisesti marjasatoihin.

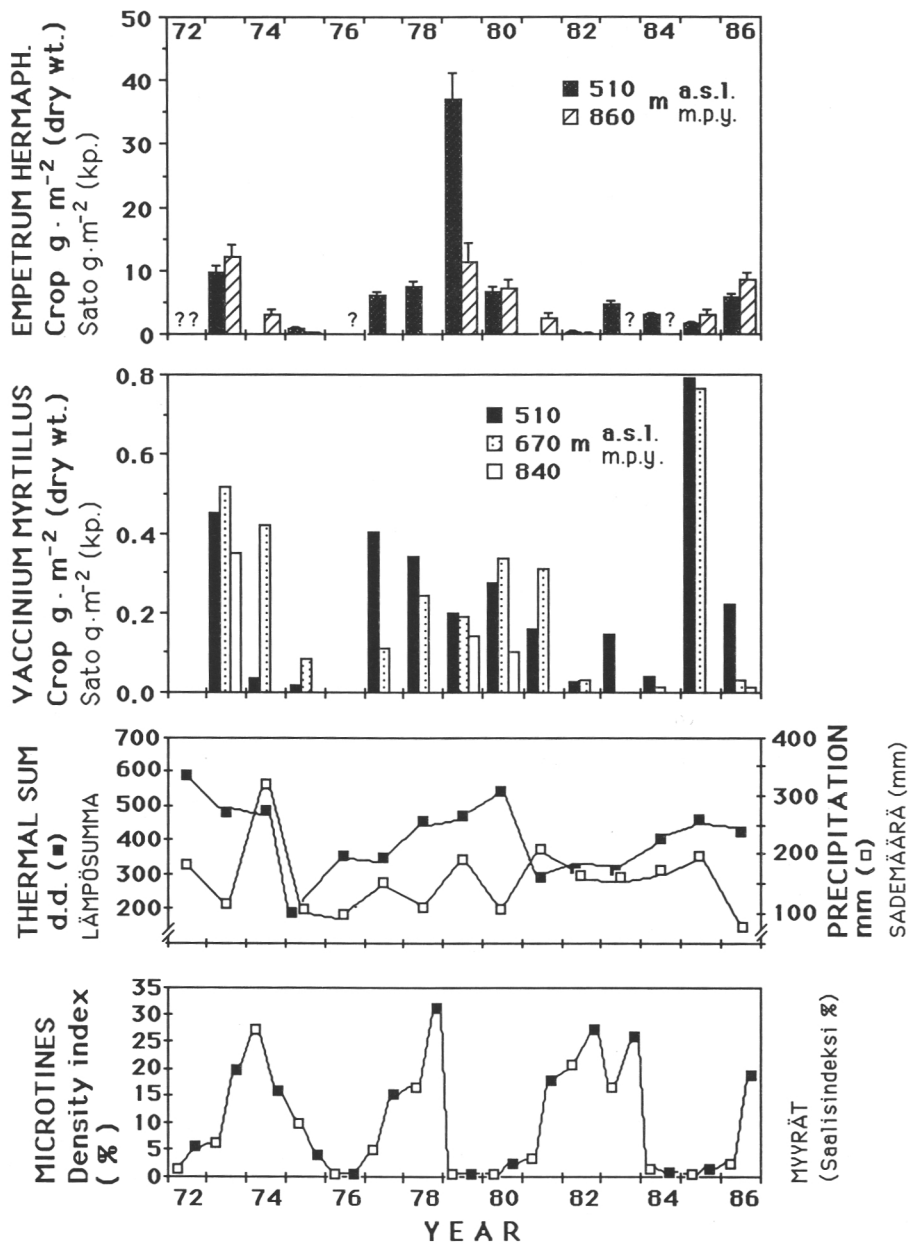
Tässä tutkimuksessa tarkastellaan mustikan ja variksenmarjan marjasatojen vuotuisia vaihteluita pohjoisimmassa Suomessa suhteessa ilmastoon sekä pohditaan miten alueella syklisesti vaihtelevat pikkunisäkäs-kannat ja niiden aiheuttama laidunpaine vaikuttaa marjasatoihin.

Tutkimusalue ja menetelmät

Mustikan ja pohjanvariksenmarjan marjat kerättiin Kilpisjärven (69°03'N, 20°50'E) Saana- ja Jehkats-tunturin alueella olevilta kestokoealoilta vuosittain vv. 1972—86 sekä pohjoisoroboreaalista koivumetsästä (<600 m mpy) että alaoaroksiselta paljakalta (<900 m mpy). Mustikan marjasatojen seuranta-alat sijaitsivat 510, 670 ja 840 m mpy korkeudella ja variksenmarjan 510 ja 860 m mpy korkeudella. Jokainen koeala muodostui 10 kpl:sta yhden m² suuruisia paalutettuja koe-ruutuja. Marjat kerättiin niiden ollessa kypsä, kuivat- tiin 60 °C lämmössä 48 h ja punnittiin. Tutkimusalueen, erityisesti Jehkats-tunturin kasvillisuutta ja ekologisia olosuhteita ovat selvittäneet mm. Eurola ym. (1982 ja 1986). Ilmastotiedot pohjautuvat Kilpisjärven sääase- malla (480 m mpy.) tehtyihin mittauksiin (Ilmatieteen laitoksen kuukausikatsaukset) ja pikkunisäkäspopulaa- tioiden tiheystiedot Kilpisjärven biologisen aseman toimesta tappoloukuilla tehtyihin vakiooppintietoihin (ks. esim. Laine ja Henttonen 1983, 1987).

Tulokset ja niiden tarkastelu

Kummankin kasvin marjomisessa on voima- kasta vuotuista vaihtelua, joskin variksen- marjalla tämä tapahtuu huomattavasti suu- remmin sadoin (kuva 1). Tämän lisäksi var- riksenmarjan pienempi lämpösummatarve näkyy mm. jokavuotisena marjomisena aina- kin metsävyöhykkeessä, jossa mustikalla on sadottomia vuosia. Variksenmarja tuotti var- sin tasaisesti marjasatoa, josta poikkeuksen teki vain erittäin runsassatoinen vuosi 1979. Suurilmaston vaikutus marjomiseen näkyy kummallakin lajilla marjasatojen vähenemi-



Kuva 1. Pohjanvariksenmarjan ja mustikan marjasato, lämpösomma (kesä—elokuu, $> +5^{\circ}C$, musta neliö), sademäärä (kesä—elokuu, avoin neliö) sekä pikkunisäkkäiden määrä (saalis 100 loukkuvyötä kohden, avoin neliö = alkukesä, musta neliö = loppukesä) Kilpisjärvellä vuosina 1972—86.

Fig. 1. Variations in berry crop of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in relation to temperature sum (June—August, base $> +5^{\circ}C$, black squares), precipitation (June—August, white squares) and densities of microtine rodents (animals/100 trap nights, white squares = spring densities, black squares = autumn densities).

Taulukko 1. Pohjanvariksenmarjan ja mustikan marjasatojen keskinäiset korrelaatiot. r-arvot jaettu 100:lla. n.s. = ei merkitsevä, ° = $p < 0,1$, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Table 1. Correlations between berry crops of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus*. r-values multiplied by 100. n.s. = not significant, ° = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

	<i>Empetrum hermaph.</i>				<i>Vaccinium myrtillus</i>					
	510 m		860 m		510 m		670 m		840 m	
	df	r	df	r	df	r	df	r	df	r
<i>Empetrum hermaphroditum</i>										
510 m										
860 m	10	65 *								
<i>Vaccinium myrtillus</i>										
510 m	12	13 n.s.	9	17 n.s.						
670 m	12	4 n.s.	9	22 n.s.	12	75 **				
840 m	12	46 °	9	80 **	12	29 n.s.	12	38 n.s.	00	00

senä korkeuden myötä, mustikalla variksenmarjaa selkeämmin. Mustikka tuotti 14 tutkimusvuoden aikana ylimmällä koalueella, joka sijaitsee lähellä lajin ylintä esiintymiskorkeutta, vain viitenä vuotena marjoja.

Variksenmarjan sadot vaihtelivat samansuuntaisesti molemmilla koaloilla (taulukko 1), kun taas mustikalla tämä tapahtui ainoastaan kahden alimman koalan välillä. Metsävyöhykkeessä ja paljakan alaosassa eivät mustikan ja variksenmarjan sadot korreloineet keskenään (taulukko 1). Mustikan ylin koalue sitä vastoin tuotti marjoja niin vuosina, kun variksenmarjasadot olivat suurimmillaan (1973, 1979, 1980, 1986; kuva 1).

Vuotuista vaihtelua metsävyöhykkeessä ei kummallakaan lajilla voitane selittää yksinomaan ilmastomuutosten avulla, koska korrelaatiota ei ole marjasatojen ja lämpösumman välillä (taulukko 2), ei kuluvan kesän, edellisen kesän tai kummankaan kesän yhteisvaikutuksen osalta. Myöskään kesien sademäärällä ei näytä olevan vaikutusta satoihin. Tosin mustikan kukkien ja marjojen määrän perusteella samalla alueella tehdyssä tutkimuksessa havaittiin lämpimän ja kuivan edellisen kesän edistävän kukkimista ja marjomista (Laine 1988). Tulosten eroon saattaa vaikuttaa marjojen koon vaihtelu.

Vasta korkeuden kasvaessa näyttää lämpötilan merkitys tulevan esille. Molempien lajien marjasadot korreloivat positiivisesti sekä ao., edellisen kesän että niiden yhteenlasketun lämpösumman kanssa (taulukko 2). Variksenmarjalla tämä korrelaatio on voimakkaampi.

Metsävyöhykkeessä lämpötilan vaikutus mitä ilmeisemmin peittyi muiden marjasatoihin vaikuttavien tekijöiden alle. Keskeisenä vaikuttajana siellä ovat pikkunisäkkäät, joiden määrä vaihtelee alueella voimakkaasti ja syklisesti (Laine ja Henttonen 1983, 1987).

Alueen pikkunisäkkäistä on yleisin harmaakuivemyyrä, joka suosii ravintonaan mustikkaa (Kalela 1962) ja joka siten aiheuttaa lajille laidunpaineen. Myyrien runsauden ja marjasatojen välillä on negatiivinen, joskin ei merkitsevä korrelaatio (taulukko 2). Laiduntaminen on voimakkaampaa metsävyöhykkeessä ja paljakan alaosissa kuin ylempänä. Variksenmarja on jyrksijöiden ravintokasvina kehno, minkä vuoksi myyräesiintymisen jälkeä on mustikkakankailla selvästi enemmän kuin variksenmarjavaltaisilla kasvillisuustyypeillä (Eurola ym. 1984). Toisaalta Callaghan ja Emanuelsson (1985) ovat todenneet variksenmarjan varsin herkäksi lajiksi, jonka populaatorakenne kärsii laidunnuksesta.

Mustikan marjomisessa on tutkimusalueen metsävyöhykkeessä ja paljakan alaosissa havaittavissa säännöllistä vaihtelua, joka tosin näkyy selvemmin kukkien ja marjojen määrissä (Laine ja Henttonen 1983, Laine 1988). Sadot ovat suurimmillaan noin joka neljäs vuosi vuotta ennen pikkunisäkkäiden populaatioiden nousuvuotta (kuva 1; Hansson 1979, Laine ja Henttonen 1983, Andersson ja Jonasson 1986, Laine 1988). Tämä johtuu ensisijaisesti pikkujyrksijöiden aiheuttamasta laidunpaineesta, joka näkyy mustikan biomassassa ja populaatorakenteessa (Eurola ym. 1984, Oksanen ja Ericson 1987, Laine 1988). Variksenmarjalla syklisyyttä ei juurikaan ole, koska se ei kuulu pikkunisäkkäiden ravintokasveihin. Tämä selittänee sen, miksi näiden kahden lajin välillä ei marjasadoissa ole korrelaatiota alemmilla korkeusvyöhykkeillä, vaan ainoastaan ylempillä, missä myyrien esiintyminen on vähäisempää.

Laidunnuksen ansiosta mustikalla voidaan erottaa 3-vuotinen sykli (kuva 2), jolla voidaan selittää sen biomassassa, kukinnassa ja marjojen määrässä havaittava säännöllinen vaihtelu (Laine 1988). Ensimmäisenä vuonna

Taulukko 2. Pohjanvariksenmarjan ja mustikan marjasatojen korrelaatiot eri ilmastotekijöihin ja pikkunisäkkäiden eri vuosien kannantiheksiin. r-arvot jaettu 100:lla. n.s. = ei merkitsevä, ° = $p < 0,1$, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

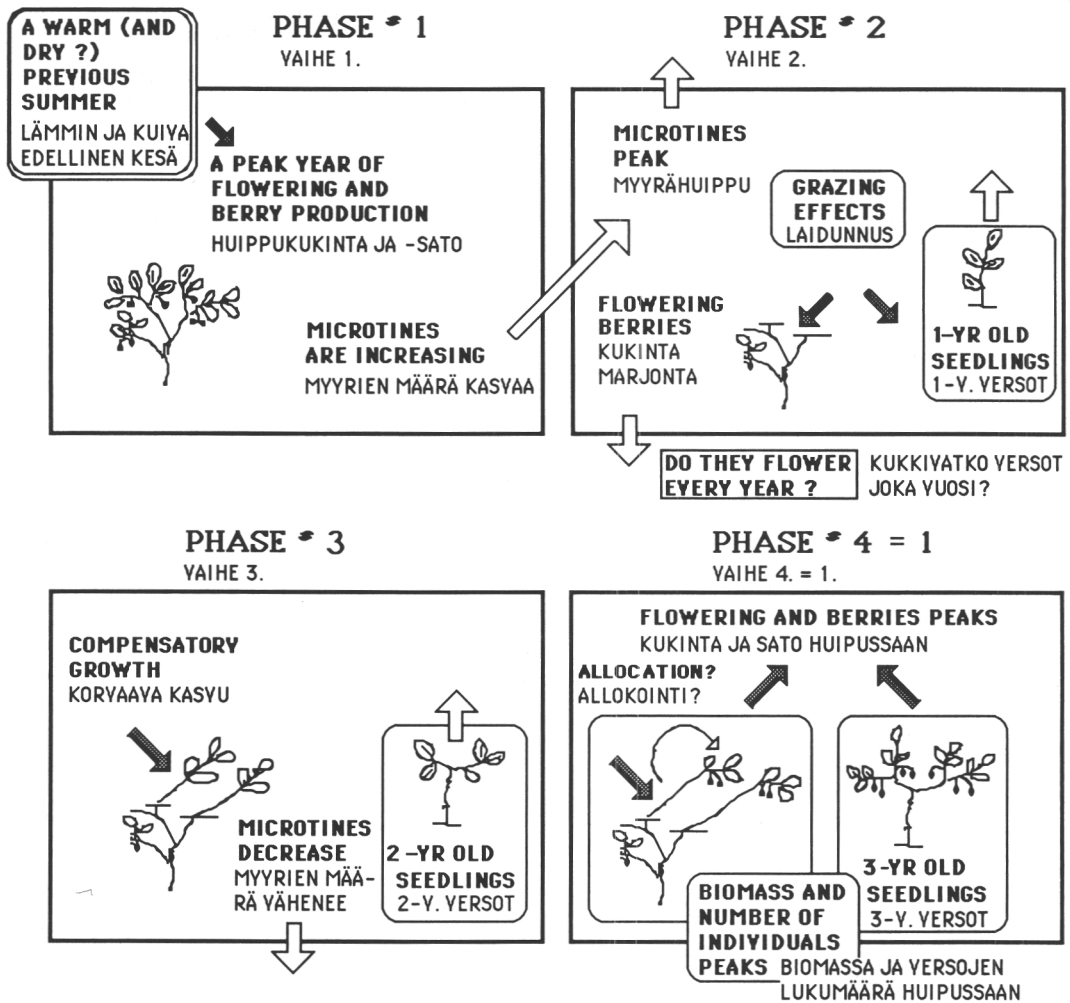
Table 2. Correlations of berry crops of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* with certain climatic parameters and density of microtine rodents. r-values multiplied by 100. n.s. = not significant, ° = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

	<i>Empetrum hermaph.</i>				<i>Vaccinium myrtillus</i>					
	510 m		860 m		510 m		670 m		840 m	
	df	r	df	r	df	r	df	r	df	r
Lämpösumma										
<i>Temperature sum</i>										
kuluva kesä	13	40 n.s.	10	61 *	12	44 n.s.	12	53 n.s.	12	45 n.s.
<i>present summer</i>										
edellinen kesä	13	20 n.s.	10	60 *	12	26 n.s.	12	54 *	12	55 *
<i>previous summer</i>										
kuluva+edellinen kesä	13	38 n.s.	10	81 **	12	44 n.s.	12	69 **	12	65 *
<i>present+previous summer</i>										
Sademäärä										
<i>Precipitation</i>										
kuluva kesä	13	2 n.s.	10	-9 n.s.	12	-7 n.s.	12	36 n.s.	12	-18 n.s.
<i>present summer</i>										
edellinen kesä	13	-17 n.s.	10	-1 n.s.	12	-10 n.s.	12	-9 n.s.	12	3 n.s.
<i>previous summer</i>										
Lämpösumma/sademäärä										
<i>Ratio temperature sum/precipitation</i>										
kuluva kesä	13	15 n.s.	10	51 °	12	24 n.s.	12	1 n.s.	12	37 n.s.
<i>present summer</i>										
edellinen kesä	13	20 n.s.	10	9 n.s.	12	14 n.s.	12	38 n.s.	12	24 n.s.
<i>previous summer</i>										
Suhde myyrien runsauteen										
<i>Population density of microtine rodents</i>										
kuluvan kesän kesäkuu	12	-28 n.s.	10	-48 n.s.	12	-33 n.s.	12	-7 n.s.	12	-21 n.s.
<i>present June</i>										
kuluvan kesän elokuu	12	-20 n.s.	10	-31 n.s.	12	-2 n.s.	12	-12 n.s.	12	-2 n.s.
<i>present August</i>										
kesäkuu - 1 vuosi	13	20 n.s.	10	-5 n.s.	12	-51 °	12	-47 °	12	-18 n.s.
<i>June - 1 year</i>										
elokuu - 1 vuosi	13	37 n.s.	10	-2 n.s.	12	-48 °	12	-36 n.s.	12	-6 n.s.
<i>August - 1 year</i>										
kesäkuu - 2 vuotta	13	-12 n.s.	10	-4 n.s.	12	2 n.s.	12	-7 n.s.	12	-20 n.s.
<i>June - 2 year</i>										
elokuu - 2 vuosi	13	7 n.s.	10	16 n.s.	12	4 n.s.	12	6 n.s.	12	-12 n.s.
<i>August - 2 year</i>										
kesäkuu - 3 vuotta	12	-14 n.s.	10	-11 n.s.	11	70 **	11	33 n.s.	11	-27 n.s.
<i>June - 3 year</i>										
elokuu - 3 vuosi	12	-27 n.s.	10	16 n.s.	11	40 n.s.	11	26 n.s.	11	-22 n.s.
<i>August - 3 year</i>										

voimakkaan laidunnuksen jälkeen mustikka korvaa menetettyä biomassansa allokoitujen kukinnan ja marjomisen sijaan vegetatiiviseen kasvuun. Tässä vaiheessa syntyy myös runsaasti uusia 1-vuotiaita versoja, joita laidunnuksen on todettu indusoivan (Ericson 1977). Toinen vuosi käytetään versojen vahvistamiseen ja kukkasilmujen muodostamiseen ja kolmas kukkimiseen ja marjomiin. Tällöin myös laidunnuksen indusoimat uudet versot tuottavat jo kukkia ja marjoja aiheuttaen osaltaan marjomisen huippuvuo-

den. Neljäntenä vuonna tapahtuu sitten yleensä myyrien aiheuttama voimakas biomassan syönti. Tällaisen voimakkaan laidunnuksen synnyttämään perusrusutmisyyteen ja sen mukaiseen marjasatojen vaihteluun aiheuttavat muutoksia luonnollisesti poikkeukselliset sääolosuhteet kuten esim. kevähallat, kylmät, vähälumiset talvet jne. Samoin ilmasto-olosuhteet (esim. lämmin ja kuiva edellinen kesä) määräävät sen tason, jolla marjasatojen vaihtelu tapahtuu.

Pohjanvariksenmarjalla ei edelläkuvatun



Kuva 2. Kaavio mustikan 4-vuotiseen sykliiseen marjasatoon vaikuttavista tekijöistä.
Fig. 2. Schematic model on factors causing 4-year cycle of berry crop of *Vaccinium myrtillus*.

kaltaista syklistä esiinny. Ikivihreiden tapaan se pitäne yllä jatkuvaa korkeaa kemiallista puolustusta eikä se pysty käyttämään ns. kompensaatiokasvua suojautumiskeinona kasvinsyöjiä kohtaan kuten mustikka, jolla on laaja maanalainen juuristo ja johon mustikka kerää keskeiset ravinnevaransa talteen pudottaessaan lehtensä syksyisin (vrt. Chapin 1989, McNaughton 1983, Bryant ym. 1985, Coley ym. 1985, Belsky 1986). Kun myyrät vaikuttavat variksenmarjaan lähinnä vain talauksellaan, muodostuu sen marjominen tasaisemmaksi ja paljakalla mustikkaa selvemmin suurilmastoa peilaavaksi. Mustikalla marjominen voimakas vaihtelu johtuu juuri sen kyvystä käyttää hyväkseen korvaavaa kasvua, minkä vuoksi sen allokointi suvulli-

sen ja suvuttoman lisääntymisen välillä näkyy mm. voimakkaina marjasatojen vaihteluina ja johon populaattiorakenteessa tapahtuvat muutokset osaltaan vaikuttavat.

Kirjallisuus

- Andersson, M. & Jonasson, S. 1986. Rodent cycles in relation to food resources on an alpine heath. *Oikos* 46: 93–106.
- Belsky, A.J. 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *American Naturalist* 127: 870–892.
- Bryant, J.P., Chapin, III, F.S., Reichardt, P. & Clausen, T. 1985. Adaptation to resource availability as a determinant of chemical defence strategies in woody plants. In: Cooper-Driver, G.A., Swain, T. & Conn,

- E.E. (eds.) Chemically mediated interactions between plants and other organism. Plenum, New York, pp. 219—237.
- Callaghan, T.V. & Emanuelsson, U. 1985. Population structure and processes of tundra plants and vegetation. In: White, J. (ed.) The population structure of vegetation, Junk, pp. 399—439.
- Chapin, III, F.S. 1980. The ineral nutrition of wild plants. *Annales Review Ecological Systems* 11: 233—260.
- Coley, P.D., Bryant, J.P. & Chapin, III, F.S. 1985. Resource availability and plant herbivore defense. *Science* 230: 895—899.
- Eurola, S., Kyllönen, H. & Laine, K. 1980. Lumen ekologisesta merkityksestä kasvillisuudella Kilpisjärven alueella (Snow conditions and some vegetation types in the Kilpisjärvi region). *Luonnon Tutkija* 84: 43—48.
- , Kyllönen, H. & Laine, K. 1982. The nature of the fjeld Jehkats (Kilpisjärvi, NW Lapland, 69°01'N, 20°50'E). I. The belts, vegetation types and above-ground biomass, (In Finnish with English summary). *Kilpisjärvi Notes* 6: 7—13.
- , Kyllönen, H. & Laine, K. 1984. Plant production and its relation to climatic conditions and small rodent density in Kilpisjärvi region (69°05'N, 20°40'E), Finnish Lapland. *Special Publications, Carnegie Museum of Nature History* 10: 121—130.
- , Kyllönen, H. & Laine, K. 1986. The nature of the fjeld Jehkats (Kilpisjärvi, NW Lapland, 69°01'N, 20°50'E). II. The temperature, snow and soil conditions, (In Finnish with English summary). *Kilpisjärvi Notes* 9: 7—12.
- Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4-year period in northern Sweden. *Wahlenbergia* 4: 1—114.
- Hansson, L. 1979. Food as a limiting factor for small rodent numbers. Tests of two hypotheses. *Oecologia* (Verl.) 37: 297—314.
- Hustich, I. 1947. On variations in climate, in crop of cereals and in growth of pine in northern Finland 1890—1939. *Fennia* 70(2): 1—24.
- 1975. The next phase in northern ecological research. *Proceedings of the Circumpolar Conference on Northern Ecology in 1975 in Ottawa* 5: 1—10.
- Kalela, A. 1961. Maamme kasviston pohjoiset ainekset. *Oma maa* 9: 306—331.
- Kalela, O. 1962. On the fluctuations in the numbers of arctic and boreal small rodents as a problem of production biology. *Ann. Acad. Sci. Fenn. (AIV)* 66: 5—38.
- Kyllönen, H. 1988. Alpine and subalpine vegetation at Kipisjärvi, Finnish Lapland: distribution of biomass, net production and multiannual variations. *Dept. of Botany, Univ. of Oulu. Manuscript*. 95 pp.
- Laine, K. 1988. Long-term variations in plant quality and quantity in relation to cyclic microtine rodents at Kilpisjärvi, Finnish Lapland. *Acta Universitatis Ouluensis Ser. A* 198, 33 + 54 pp.
- & Henttonen, H. 1983. The role of plant production in microtine cycles in northern Fennoscandia. *Oikos* 40: 407—418.
- & Henttonen, H. 1987. Phenolics/nitrogen ratios in the blueberry *Vaccinium myrtillus* in relation to temperature and microtine density in Finnish Lapland. *Oikos* 50: 389—395.
- MacNaughton, S.J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40: 329—336.
- Oksanen, L. & Ericson, L. 1987. Dynamics of tundra and taiga populations of herbaceous plants in relation to the Tikhomirov-Fretwell and Kalela-Tast hypotheses. *Oikos* 50: 381—388.
- Tast, J. & Kalela, O. 1971. Comparisons between rodent cycles and plant production in Finnish Lapland. *Ann. Acad. Sci. Fenn. (A IV)* 186: 1—14.

Total of 23 references

SUMMARY

Annual variation of berry production of bilberry and crowberry in northern Finland

The bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) and crowberry (*Empetrum hemaphroditum* Hagerup) are considered northern species among the species of the northern coniferous zone (A. Kalela 1961). These two species have many different ecological features. The bilberry needs a dense snow cover (>80 cm, Eurola et al. 1980) in mountain areas, whereas the crowberry grows even in almost snowless sites higher than the bilberry. The bilberry is characterized by insect pollination; it is a deciduous dwarf shrub with evergreen stems and with an extensive subterranean root system whereas the evergreen crowberry is wind pollinated.

The idea of this study is to compare the variation of berry crops of these species especially near the northern forest line, where wide climatic fluctuation stress plant and animal populations. Northern plant species are also affected by heavy grazing of rodents whose population fluctuates cyclically (eg. Laine and Henttonen 1983).

Berries of bilberry and crowberry were collected at Kilpisjärvi (69°03'N, 20°50'E) from permanent study

plots (each 10 times one m²) in 1972—86. One of the plots was situated in a subalpine *V. myrtillus*-rich birch forest (510 m a.s.l.) and two of them on low alpine, treeless *Phylodoce-myrtillus* heaths (670 and 840 m a.s.l.). Berry production in crowberry was monitored on two plots situated on low alpine *Empetrum* heaths (510 and 860 m a.s.l.). Berries were collected randomly on each plot at proper peak times for fruiting, dried at 60°C for 24 hours and weighed.

Berry production in both species varied greatly from year to year, but crowberry crops were much larger (Fig. 1). The crowberry does not need as high a temperature sum for fruiting as bilberry, which can be seen in annual crops of crowberry at least in the birch forest (site 610 m a.s.l.).

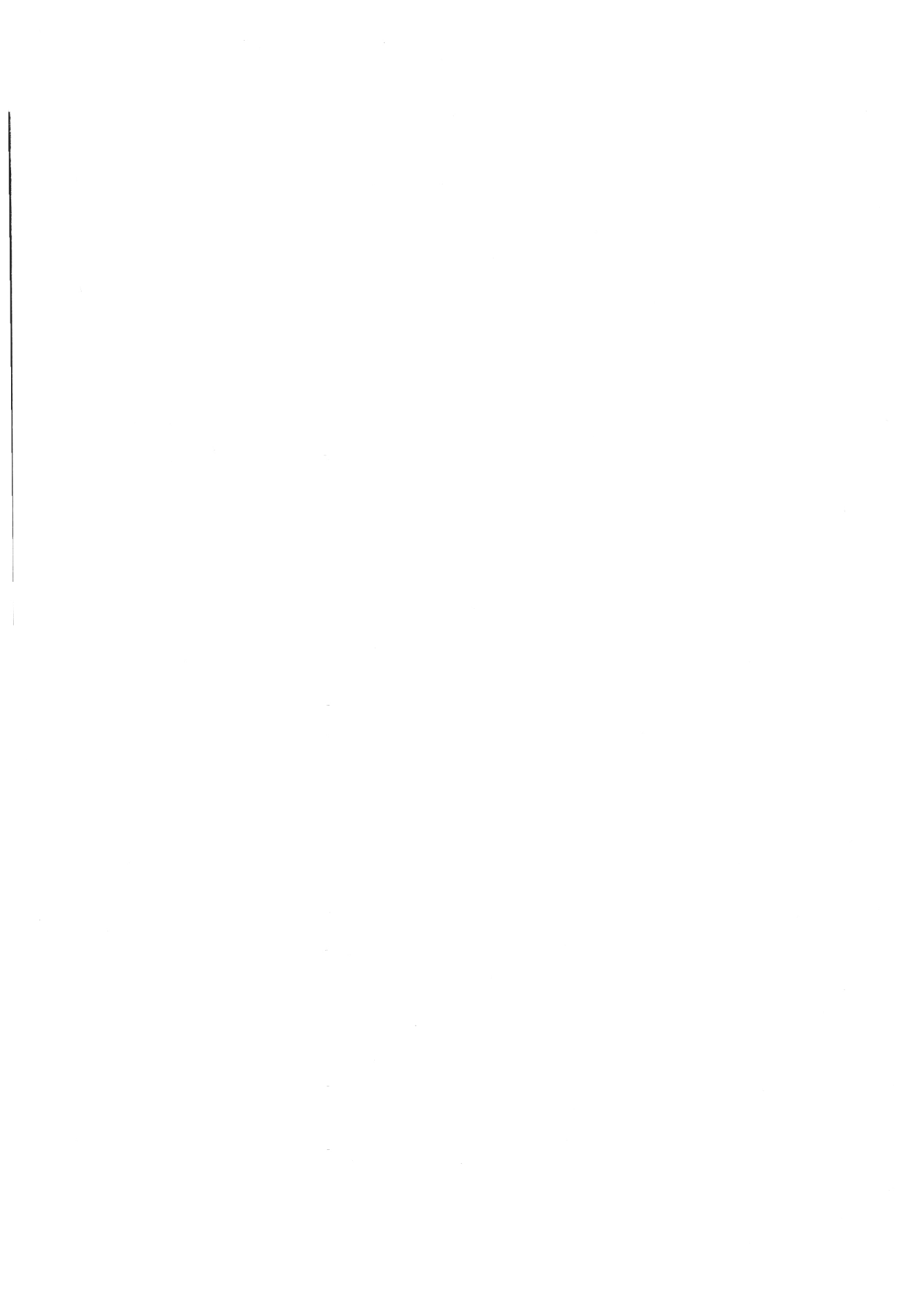
The variations of the crowberry crops were synchronous on both plots, but berry production in bilberry varied synchronously only on the two lowest plots. The crops of both species correlated positively at the highest altitude (Table 1).

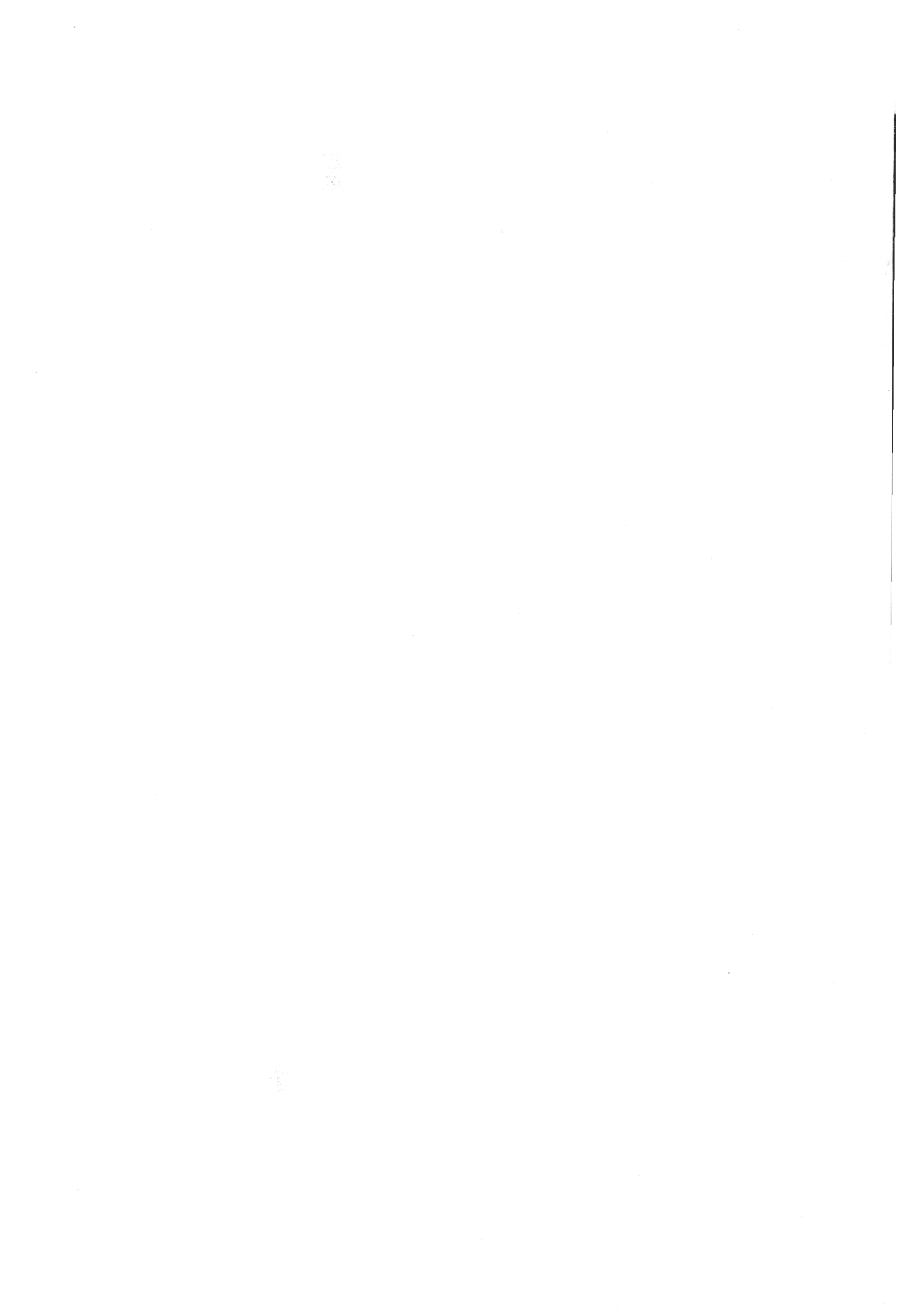
There was no correlation between the temperature sum and the berry crops in the birch forest. The crops of both species correlate with the temperature sum of the current year, previous year and cumulative temperature sum of both two years on the treeless low alpine plots (Table 2). To the birch forest the effect of temperature is disturbed by other factors. Among the factors modifying the patterns of berry production in the Kilpisjärvi area, microtine rodents with their strong cyclic fluctuation of population deserve particular mention (Laine and Henttonen 1983, 1987).

In the birch forest and on the lowest part of the alpine belt (Salix-bush belt), berry production of bilberry tends to fluctuate regularly, which is seen more clearly in the number of flowers and berries (Laine and Henttonen 1983, 1988). Crops reach a peak approximately eve-

ry fourth year, one year before the rodent peak (Fig. 1, Hansson 1979, Laine and Henttonen 1983, Andersson and Johansson 1986, Laine 1988). This is mainly due to the grazing effect of microtine rodents, which also changes the biomass and population structure of bilberry. Grazing is supposed to explain the triennial cycle of bilberry in biomass, blossoming and number of berries (Fig. 2) at low altitude.

The crowberry does not have such cyclic fluctuation. Like most evergreens it maintains a high chemical defence and it probably has no possibility to use so-called compensatory growth as a defence mechanism against herbivores unlike bilberry, which has large subterranean energy reserves in its root system (Chapin 1980, MacNaughton 1983, Bryant et al. 1985, Coley et al. 1985, Belsky 1986).





METSÄNTUTKIMUSLAITOS
THE FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE

Tutkimusosastot — *Research Departments*

Maantutkimusosasto
Department of Soil Science

Suontutkimusosasto
Department of Peatland Forestry

Metsänhoidon tutkimusosasto
Department of Silviculture

Metsänjalostuksen tutkimusosasto
Department of Forest Genetics

Metsänsuojelun tutkimusosasto
Department of Forest Protection

Metsäteknologian tutkimusosasto
Department of Forest Technology

Metsänarvioimisen tutkimusosasto
Department of Forest Inventory and Yield

Metsäekonomian tutkimusosasto
Department of Forest Economics

Matemaattinen osasto
Department of Mathematics

Metsäntutkimusasemat — *Research Stations*

Parkanon tutkimusasema
Parkano Research Station
Os. — *Address:* 39700 Parkano, Finland
Puh. — *Phone:* (933) 82 912

Muhoksen tutkimusasema
Muhos Research Station
Os. — *Address:* Kirkkosaarentie, 91500 Muhos, Finland
Puh. — *Phone:* (981) 431 404

Suonenjoen tutkimusasema
Suonenjoki Research Station
Os. — *Address:* 77600 Suonenjoki, Finland
Puh. — *Phone:* (979) 11 741

Punkaharjun tutkimusasema
Punkaharju Research Station
Os. — *Address:* 58450 Punkaharju, Finland
Puh. — *Phone:* (957) 314 241

Ojajoen koeasema
Ojajoki Field Station
Os. — *Address:* 12700 Loppi, Finland
Puh. — *Phone:* (914) 40 356

Kolarin tutkimusasema
Kolari Research Station
Os. — *Address:* 95900 Kolari, Finland
Puh. — *Phone:* (9695) 61 401

Rovaniemen tutkimusasema
Rovaniemi Research Station
Os. — *Address:* PL 16
96301 Rovaniemi, Finland
Puh. — *Phone:* (960) 15 721

Joensuun tutkimusasema
Joensuu Research Station
Os. — *Address:* PL 68
80101 Joensuu, Finland
Puh. — *Phone:* (973) 1514 000

Kannuksen tutkimusasema
Kannus Research Station
Os. — *Address:* PL 44
69101 Kannus, Finland
Puh. — *Phone:* (968) 71 161

Ruotsinkylän jalostuskoeasema
Ruotsinkylä Field Station
Os. — *Address:* 01590 Maisala, Finland
Puh. — *Phone:* (90) 824 420



- No 726 Lehto, Tarja: Männyntaimien mykorritsat keskustaimitarhoilla.
Mycorrhizal status of Scots pine nursery stock in Finland.
- No 727 Kinnunen, Kaarlo: Taimilajin ja maanmuokkauksen vaikutus männyn ja kuusen taimien alkukehitykseen.
Effect of seedling type and site preparation on the initial development of Scots pine and Norway spruce seedlings.
- No 728 Saarsalmi, Anna & Mälkönen, Eino: Harmaalepikon biomassan tuotos ja ravinteiden käyttö.
Biomass production and nutrient consumption in *Alnus incana* stands.
- No 729 Oksanen-Peltola, Leena: Eteläsuomalaisen VT-männikön uudistamisvaihtoehtojen yksityistaloudellinen edullisuusvertailu.
Profitability comparisons of some regeneration alternatives of *Vaccinium* type pine stands in private forests of southern Finland.
- No 730 Metsätilastollinen vuosikirja 1988.
Yearbook of Forest Statistics, 1988.
- No 731 Hynynen, Jari & Kukkola, Mikko: Harvennustavan ja lannoituksen vaikutus männikön ja kuusikon kasvuun.
Effect of thinning method and nitrogen fertilization on the growth of Scots pine and Norway spruce stands.
- No 732 Pajuoja, Heikki: Suomen puunkäyttö ja poistuma 1986—1987.
Wood utilization and total drain in Finland 1986—1987.
- No 733 Saksa, Timo: Männyn taimikoiden tila auraus- ja äestysaloilla Etelä-Savossa.
State of Scots pine plantations in ploughed or harrowed reforestation areas in central Finland.
- No 734 Korhonen, Kari T: Puutavaralajijakauman arvioinnin luotettavuus valtakunnan metsien inventoinnissa.
Reliability of estimation of timber assortment distribution in National Forest Inventory of Finland.
- No 735 Salonen, Tommi & Oja, Seppo: Metsäntutkimuslaitoksen julkaisut 1988.
Abstracts of publications of the Finnish Forest Research Institute, 1988.
- No 736 Poikajärvi, Helena, Sepponen, Pentti & Varmola, Martti (toim.): Tutkimus luonnonsuojelualueilla.
Research activities on the nature conservation areas.
- No 737 Lyly, Olavi & Kurki, Hannu: Fenoksiherbisidit ja glyfosaatti kasveissa. Kirjallisuuskatsaus.
Phenoxy herbicides and glyphosate in plants. Literature review.
- No 738 Raulo, Jyrki & Hokkanen, Tatu: Harmaa- ja tervalepän karikesato.
Litter fall of *Alnus incana* and *Alnus glutinosa*.