



METSÄLUONNON JA -YMPÄRISTÖN HOITO

METSÄNTUTKIMUSPÄIVÄ JOENSUUSSA 1993

Päivi Mäkkeli ja Jyrki Kangas (toim.)



Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 478

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Kirjasto

METSÄLUONNON JA -YMPÄRISTÖN HOITO

METSÄNTUTKIMUSPÄIVÄ JOENSUUSSA 1993

Päivi Mäkkeli & Jyrki Kangas (toim.)

Joensuun tutkimusasema 1993

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 478

Mäkkeli, P. & Kangas, J. (toim.) 1993. Metsäluonnon ja -ympäristön hoito. Metsäntutkimuspäivä Joensuussa 1993. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 478. 68 s. ISBN 951-40-1327-1, ISSN 0358-4283.

Toimittajien yhteystiedot: Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu.

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema. Hyväksynyt: Jussi Saramäki, vs. tutkimusaseman johtaja 2.11.1993.

Jakaja: Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu.

SISÄLLYS

JUSSI SARAMÄKI: Avaussanat.....	4
EERO PAAVILAINEN: Ympäristön ja luonnonhoidon tutkimus METLAssa...	6
RAUNO VÄISÄNEN: Metsätalouden ympäristövaikutukset ja luonnon monimuotoisuus.....	12
SEPPO NEVALAINEN: Ilman saasteet metsien uhkatekijänä.....	18
SIRPA PIIRAINEN: Metsätalouden vesistövaikutukset - tutkimustoiminta Itä-Suomessa	23
TIMO PUKKALA: Metsämaisema metsäsuunnittelussa.....	29
ARTO NASKALI: Luonnon monimuotoisuuden taloudellinen arvottaminen	37
JYRKI KANGAS: Metsien monikäytön suunnittelu - ongelmia ja ratkaisukeinoja	55
KYÖSTI TUHKALAINEN: Ruunaan luonnonsuojelualan hoidon ja käytön suunnittelu	65

Jussi Saramäki

AVAUSSANAT

METSÄLUONNON JA -YMPÄRISTÖN HOITO

Uskon, että jokainen metsäammattilainen pitää itseään luonnon ystävänä. Kuitenkin metsissä työskenteleviä on yhä enemmän alettu pitää metsää hävittävinä ja yksipuolistavina ja vain puun tuotantoa ajattelevina ammattilaisina. Missä on sitten menty vikaan, kun tällainen kuva on päässyt syntymään. On varmaan totta, että viime vuosikymmenellä päälimmäisenä useimmilla metsäammattilaisilla oli tehokas puuntuotanto. Tämän hetken tilanteessa, jossa metsäteollisuuden teoreettinenkin kapasiteetti alittaa kymmenillä miljoonilla kuutiometreillä metsien kasvun, tilannetta on syytä katsoa toisin. Meillä on varaa - on ollut tuki aiemminkin - hoitaa metsiämme niin, että voimme huolehtia luonnon monipuolisuudesta. Huolehtiminen ei useimmiten ole edes taloudellinen kysymys, vaan meidän on vain muutettava ajattelutapaamme metsien käyttöä suunniteltaessa.

Vielä toistaiseksi metsien monimuotoisuuden hoitamista tehdään puutteellisin tiedoin, sillä koko käsite biodiversiteetti, kuten sitä hienosti kutsutaan, kaipaa täsmentämistä ja selventämistä. Metsän monimuotoisuutta voidaan tarkastella hyvin monella eri tasolla. Pitääkö yhden metsikön, metsälön vai metsäalueen olla monipuolinen vai riittääkö esim. maakunnan tasolla saavutettava monimuotoisuus. Metsätalouden suunnittelun tavoite tasainen ikäluokkakajakauma monipuolistaa metsiä. Se ei kuitenkaan ole riittävä tavoite. On sanottu, että metsien ollakseen edustavia on sisällettävä vanhoja metsiä, sekametsiä, lahopuita, pensaita jne. Vanhoja metsiä lukuunottamatta useimmat monimuotoisuuden vaatimukset eivät juurikaan aiheuta ylimääräisiä kustannuksia metsien käytölle. Monimuotoisuutta lisäävät tekijät ovat tavallisesti paikallisia ja pienialaisia. Ne on kuitenkin tiedostettava ja osattava paikallistaa toimenpiteitä suunniteltaessa. Voidaan sanoa, että metsätalouden suunnittelulle asetetaan uusia vaatimuksia, kun metsien monimuotoisuutta aletaan ottaa huomioon. Suunnittelua varten tarvitaan maastosta kerättyä tietoa. Tällä hetkellä maastosta mitattava tieto palvelee vain osittain metsäluonnon ja ympäristön hoitoa. Metsästä voidaan pienin lisäkustannuksin kerätä olennaisesti enemmän metsäympäristön hoitoa palvelevaa tietoa. Tarvitaan vain yhteisesti määritellyt tunnuks, jotka kuvaavat metsän monimuotoisuutta. Metsäntutkimuslaitoksella on meneillään omien metsien suunnittelua kehittävä hanke, jossa on aloitettu lisätiedon keräys metsien kuvaamiseksi aiempaa monipuolisemmin. Tämän hankkeen toivotaan olevan lähtökohta metsien monimuotoisuuden huomiointiin metsätalouden suunnittelussa. Metsien puustoa on kuvattava aiempaa tarkemmin ja monipuolisemmin. Ei riitä, että puusto kuvataan keskitunnusten avulla. Suunnittelua varten puustosta on pystyttävä kuvaamaan puulajisuhteet, puuston vaihtelu sekä tarvittaessa pienialaiset kuvion sisällä olevat erityistä huomiota vaativat alueet, kuten lähteet, suopainanteet, louhikot jne. Nämä on kuvattava niin, että toimenpiteitä suunniteltaessa ne voidaan ottaa huomioon. Pienessä metsälössä, jonka omistaja tuntee läpikotaisin, tämä käy helposti hakkuita suunniteltaessa. Jos omistajalla ei ole yhtä hyvää metsänsä tuntemusta on suunnittelijan tehtävä huomioida ja tuoda nämä paikat omistajan tietoon.

Kaiken kattavaa monimuotoisuutta ei saavuteta metsälötasolla, mutta sitä on helppo edesauttaa jättämällä esim. lahot puun metsään pystyyn hakkuiden yhteydessä ja kaulaamalla haapoja lintujen pesäpuiksi. Samoin pensaskerroksen raivaaminen on monesti vain silmäniloa ilman varsinaista hyötyä varsinaiselle metsälle. Vanhojen metsien suojeleminen on herättänyt paljon keskustelua. On kuitenkin selvää, että vanhat metsät ovat osa metsäluonnon monimuotoisuutta

ja Suomen kaltaisella metsävaltiolla on ja on oltava varaa suojella myös näitä alueita. Tilanne Pohjois-Suomessa on kohtuullinen ja Itä-Suomestakin löytyy vielä jonkin verran vanhoja metsiä, mutta eteläinen Suomi on ongelmallista siinä suhteessa, että siellä vanhoja metsiä löytyy vähän. Tämä johtuu osin valtion omistamien maiden vähydestä ja valtion rahapulasta hankkia omistukseensa sopivia yksityismaita. Nykyiset kasvun alittavat hakkuut tosin tuovat tilanteeseen tulevaisuudessa helpotusta, mutta sitä ennen saattaa moni vanhoista metsistä riippuvainen laji hävitä.

Jotta huolehtiminen ympäristön tilasta olisi tehokasta, se tarvitsee tuekseen vahvaa tutkimuksellista perustaa. Tämä voidaan saavuttaa vain monitieteisellä yhteistyöllä. Valitettavan usein vieläkin on syntynyt ja synnynyt kilpailutilanne eri tutkimusyksiköiden kesken, vaikka yhdessä toimimisella saavutettaisiin selvästi parempi kokonaistulos. Toisaalta on myös hyviä esimerkkejä hedelmällisestä yhteistyöstä eri tutkimusyksiköiden ja myös käytännön välisestä yhteistyöstä. Tällaisesta käy vaikkapa Pohjois-Karjalassa meneillään oleva hanke "Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus veden ja ravinteiden kiertoon". Hanke ei onnistu kenenkään yksittäisen osapuolen omana, vaan tarvitaan poikkitieteellistä yhteistyötä ja käytännön organisaatioiden tukea hyvän tuloksen saavuttamiseen.

Metsäluonnon ja -ympäristön hoito maksaa. Jotta voisimme perustella erilaisten toimenpiteiden tarpeellisuutta meidän olisi pystyttävä kuvaamaan niiden arvot yhdenmukaisilla mittareilla. Mielellään olisi vielä pystyttävä muuttamaan nämä mittarit markoiksi, jotta päätöksentekijöillä olisi käytettävissään arvio hoidon kustannuksista ja toisaalta yhdenmukaisesti mitattu hyöty. Näihin aiheisiin palataan tarkemmin iltapäivän esitelmissä. Aamupäivän aiheissa keskitytään käynnissä olevan metsäluonnon ja -ympäristön hoidon tutkimuksen perusteiden selvittelyyn.

Metsäntutkimuslaitoksen Joensuun tutkimusasema haluaa tuoda oman lisänsä metsäluonnon ja ympäristön hoidosta käytävään keskusteluun järjestämällä tämän tutkimuspäivän, jossa pyritään kuvaamaan mahdollisimman monipuolisesti asiasta tehtävää ja tehtyä tutkimusta. Päivän avulla toivottavasti saadaan suuri joukko metsästä kiinnostuneita ottamaan aiempaa enemmän jokapäiväisissä toimissaan huomioon myös ne arvot ja näkökohdat, jotka eivät ole pelkästään puun-tuotannollisia.

Eero Paavilainen

YMPÄRISTÖN JA LUONNONHOIDON TUTKIMUS METLASSA

1 TAUSTAA

Laajasti ymmärrettyä ympäristön ja luonnonhoidon tutkimus käsittää mm. metsänhoidon biologiset perusteet ja on siten ollut yksi Metsäntutkimuslaitoksen tehtävistä laitoksen koko 75-vuotisen toiminnan ajan. Mikäli otsikon tutkimusala rajataan suppeammin, kuten tässä yhteydessä tehdään, siihen luetaan vain metsien käytön ja suojelun rajamaille sijoittuvat kestävän metsätalouden ekologisiin perusteisiin ja ympäristö kysymyksiin painottuvat tutkimukset. Niiden merkitys on lisääntynyt Metlassa viime vuosina paitsi metsätalouden harjoittamiseen kohdistuneiden yleisten muutosvaatimusten myös jo solmittujen sekä valmisteilla olevien kansainvälisten sopimusten vuoksi.

Suomea velvoittavia ja metsäntutkimuksen suuntautumiseen vaikuttavia kansainvälisiä sopimuksia ovat kesäkuussa 1992 pidetyn YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssin yhteydessä allekirjoitetut biologisen monimuotoisuuden suojelua koskeva sopimus sekä ilmastomuutosta koskeva sopimus, jotka tultaneen aikanaan ratifioimaan. Tämän lisäksi konferenssissa hyväksyttiin ympäristöä ja kehitystä koskeva toimintaohjelma "Agenda 21", joka sisältää useita metsätaloutta ja metsäntutkimusta koskevia kohtia, sekä erikseen metsien käyttöä, suojelua ja kestävää kehittämistä koskevat periaatteet.

Muita ympäristön ja luonnonhoidon tutkimuksen kannalta tärkeitä kansainvälisiä ohjelmia tai kannanottoja ovat myös mm.:

- Kansainvälisen ilmansuojelusopimuksen (Convention of Long-Range Transboundary Air Pollution) piiriin kuuluva metsäntutkimuksen yhteistyöohjelma ICP Forest (International Co-operative Programme for Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests in the ECE Region)
- Suomessa kesäkuussa 1993 pidettävän toisen Euroopan metsäministerikokouksen sekä sitä edeltäneen Strasbourgissa pidetyn ensimmäisen kokouksen resoluutiot sekä
- Euroopan Yhteisön hyväksymä metsiä koskeva ensimmäinen toimintaohjelma vuodelta 1989 siihen suunniteltuine tarkistuksineen.

Edellä mainittujen sopimusten ja ohjeiden keskeinen tavoite on edistää YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssissa hyväksyttyjen metsäperiaatteiden mukaisesti metsien hoitoa, käyttöä, suojelua ja kestävää kehitystä. Metsäperiaatteissa ilmaistun kestävän metsätalouden edellytyksenä on ainakin, että

- turvataan metsäekosysteemien toimivuus,
- huolehditaan metsien uudistumiskyvyn säilymisestä,
- vähennetään ja torjutaan ympäristönmuutoksista aiheutuvia metsävauriota,
- säilytetään metsäluonnon biologinen monimuotoisuus,
- edistetään puuntuotannon ohella metsien muita käyttömuotoja,
- vähennetään metsätaloudellisten toimenpiteiden haitallisia ympäristövaikutuksia sekä
- varmistetaan metsien tuotteiden ja palvelujen saatavuus.

Nämä ympäristön ja luonnonhoidon kannalta keskeiset kysymykset ovat monipuolisen tutkimuk-

sen kohteena Metsäntutkimuslaitoksessa. Seuraavassa tarkastellaan lähemmin eräitä käynnissä olevia tutkimuksia, joissa selvitetään ympäristömuutosten vaikutusta metsiin, metsäluonnon biologista monimuotoisuutta, metsien monikäyttöä sekä metsätalouden toimenpiteiden ympäristövaikutuksia.

2 YMPÄRISTÖNMUUTOSTEN VAIKUTUS METSIIN

Aikaisemmin yksittäisten hankkeiden varassa ollut ympäristömuutosten vaikutuksia metsiin koskeva tutkimus Metlassa laajeni merkittävästi vuoden 1983 joulukuussa, jolloin perustettiin useiden tutkimusosastojen välinen ILME (Ilman epäpuhtauksien vaikutus metsiin) projekti. Suunnitteluvaiheen jälkeen kenttätöitä aloitettiin kesällä 1985. Useimmat ILME-tutkimukset kuuluivat ympäristöministeriön ja maa- ja metsä- talousministeriön käynnistämään laajaan valtionhallinnon happamoitumisprojektiin (HAPRO), josta niitä rahoitettiin koko HAPRON toiminta-ajan (1985-1990).

ILME- projektin puitteissa Metsäntutkimuslaitos mm. perusti metsien terveydentilan seurantaan tarkoitettua koko Suomen kattavan kolmitasoisien pysyvien koealojen verkoston, lisäsi tutkijoiden pätevyyttä toimia tällä tutkimusalalla sekä tuotti lukuisia tutkimusjulkaisuja. ILME-projektin pääraportti on tosin valitettavasti viivästynyt, mutta on nyt valmistumisvaiheessa.

ILME projektin aloittaminen osui Suomen kannalta suotuisaan ajankohtaan, sillä sen perustamat pysyvät koealat antoivat mahdollisuuden osallistua viivytyksettä kansainvälisen ilman-suojelusopimuksen piiriin kuuluvaan ICP Forest yhteistyöohjelmaan, jossa kerätään vuosittain puiden harsuuntumiseen perustuvia tietoja Euroopan metsien terveydentilasta. Vuotuista seuranta on sittemmin jatkettu Suomessa kiinnittäen samalla yhteistyöohjelmaan osallistuvien muiden maiden huomiota siihen, että harsuuntumisesta tehtävien havaintojen lisäksi seuranta tulisi laajentaa koskemaan myös metsämaa ja puuston kasvu.

Todettakoon, että metsien terveydentilan pysyvää seuranta on pidetty tärkeänä myös Euroopan ensimmäisen Strasbourgissa pidetyn metsäministerikokouksen resoluutiossa sekä Euroopan yhteisön metsiä koskevassa toimintaohjelmassa.

ILME-projektin päätyttyä muodostettiin Metsäntutkimuslaitokseen metsien terveydentilan tutkimusohjelma (1992-1996). Sen tärkeimpiä tavoitteita ovat:

- tuottaa edustavaa tietoa metsien terveydentilasta ja elinvoimaisuudesta,
- laatia ennusteita metsien terveydentilan ja kasvun kehityksestä,
- tutkia metsävaurioiden syy-yhteyksiä sekä
- kehittää metsän- ja maanhoidon menetelmiä metsien elinvoimaisuuden ylläpitämiseksi.

Tutkimusohjelma hyödyntää ILME-projektista kertyneitä aineistoja ja koealoja, mutta uusiakin kokeita on perustettu etenkin metsävaurioiden syy-yhteyksien selvittämiseksi. Ohjelma on varsin laaja ja monipuolinen, kuten seuraava siihen kuuluvien tutkimushankkeiden luettelo osoittaa. Ehkä vain metsien elinvoimaisuutta kuvaavien kriteerien kehittäminen sekä kaukokartoituksen käyttö metsien terveydentilan seurannassa olisivat voineet olla nykyistä suuremmalla painolla mukana ohjelmassa.

- Metsien elinvoimaisuus
- Metsäkasvillisuus ja metsikkökarike ympäristöindikaattoreina
- Metsämaan viljavuus ja happamoituminen
- Raskasmetallikartoitus bioindikaattorien avulla
- Itä-Lapin metsävaurioprojekti
- Länsi-Suomen metsien terveydentila
- Karjalan metsien terveydentila
- Ilman epäpuhtauksien vaikutus metsäekosysteemiin
- Metsäekosysteemin typensietokyky
- Metsän terveyslannoitus
- Ympäristön yhdenmety seuranta

Tyypillistä tälle tutkimusohjelmalle on, että siihen osallistuu runsaasti tutkijoita paitsi Metlasta myös yliopistoista ja muista tutkimuslaitoksista.

Vielä ei ole päätetty, miten metsien terveydentilan tutkimus järjestetään tutkimusohjelman päätyttyä. Mahdollisesti ohjelmaa jatketaan eräiltä osiltaan, mutta useimmat tarpeelliset hankkeet toteutettaneen osana Metlan normaalia tutkimustoimintaa. Metsäntutkimuslaitos voisi tehdä myös entistä enemmän tutkimuksia ja selvityksiä palvelututkimuksina esimerkiksi ympäristövaikutusten arviointia edellyttävien hankkeiden yhteydessä sekä lisätä kansainvälistä yhteistyötä Suomen lähialueilla, etenkin Venäjällä.

Arvioitaessa, mitä tutkimustarpeita aiheutuu ennustetusta ilmaston lämpenemisestä ns. kasvihuoneilmiön seurauksena on todettava kansainvälisen ilmastonmuutosta koskevan puitesopimuksen edellyttävän sen piiriin kuuluvilta mailta mm., että

- julkaistaan tiedot kasvihuonepäästöistä ja nielujen toiminnasta,
- laaditaan ilmastonmuutosten haittavaikutusten torjumiseksi kansallinen ohjelma,
- edistetään kasvihuonekaasujen nielujen ja varastojen, kuten biomassan ja metsien, syntymistä ja säilymistä. Metsien osalta ovat tärkeimpiä keinoja metsäekosysteemien suojelu, metsien kestävä käyttö sekä niiden pinta-alan lisääminen ja biologisen kestävyuden parantaminen sekä
- lisätään kasvihuoneilmiön torjumiseksi tarvittavaa tieteellistä tutkimusta, seurantaa ja tiedonvaihtoa.

Metsäntutkimuslaitoksen tutkijat ovat osallistuneet puitesopimuksen edellyttämään tieteelliseen tutkimukseen ilmastonmuutoksen vaikutuksia metsiin selvittävässä, Suomen Akatemian käynnistämässä ja rahoittamassa Suomen ilmakehän tutkimusohjelmassa (SILMU). Tähän ohjelmaan kuuluvia osia on mm. seuraavissa tutkimushankkeissa

- Soiden ainetaseet ja ilmaston muutos
- Metsänjalostuksen geneettiset perusteet

Metsäntutkimuslaitoksella on hyvät edellytykset lisätä ilmastonmuutoksen vaikutuksia koskevaa tutkimustoimintaansa puitesopimuksen edellyttämien tietojen kartuttamiseksi. Muun muassa metsien inventoinnissa kertyvät tiedot sekä sellaisenaan että yhdistettynä mm. maantutkimukseen ja kasvifysiologiseen tutkimukseen voisivat antaa tieteellisesti hyvän pohjan hiilitasetta koskeville laskelmille.

Metsäekologian tulosalueen tutkijaseminaarissa 16.2.1993 pidettiin etenkin syy-seuraussuhteiden tutkimista tärkeänä ympäristönmuutoksia koskevassa tutkimustoiminnassa ja toivottiin nykyistä

parempaa yhteistyötä eliökunnan eri organisaatiosoihin keskittyneiden tutkijoiden ja tutkimushankkeiden välillä niin kotimaassa kuin kansainvälisestikin.

3 METSÄLUONNON BIOLOGINEN MONIMUOTOISUUS

Biologisen monimuotoisuuden suojelua koskeva sopimus edellyttää mm. seuraavia toimenpiteitä, joiden toteuttamiseen tarvitaan huomattava tutkimuspanos.

- laaditaan biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön kansallinen toimintaohjelma,
- selvitetään kansallista ohjelmaa varten biologisen monimuotoisuuden tila ja säilyttämisen tarve eri tasoilla sekä monimuotoisuutta vaarantavat tekijät sekä
- selvitetään suojelualueverkoston käyttö monimuotoisuuden turvaamiseksi ja toimenpiteet talouskäytön piirissä olevilla alueilla.

Tutkimusten koordinoitua ja sopimuksen edellyttämää Suomen kansallisen biodiversiteettiohjelman laatimista varten on ympäristöministeriössä käynnistetty Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma (LUMO) vuosille 1992-1996. Metsäntutkimuslaitos osallistuu tähän ohjelmaan laitoksen tutkimusresurssien ja asiantuntemuksen sallimissa puitteissa. Metlan tutkimusohjelmaan otettavien hankkeiden suunnittelu on vielä käynnissä. Tämänhetkisen tilanteen mukaan luonnon monimuotoisuutta tullaan tutkimaan seuraavissa hankkeissa tai osahankkeissa (nimet voivat vielä muuttua)

- Jalojen lehtipuiden geneettisen monimuotoisuuden säilyttäminen
- Geenireservimetsät
- Kasvillisuuden monimuotoisuus metsäekosysteemin tilan ja muutosten ilmentäjänä
- Metsänkäsittelyn vaikutus biodiversiteettiä sääteleviin prosesseihin
- Luonnontilaisten metsien kehitys
- Talousmetsien luonnonsuojelu

Metsäekologian tulosalueen tutkijaseminaarissa luonnon monimuotoisuutta koskevan tutkimustoiminnan kehittämisestä esitettiin mm. seuraavia näkökohtia

- Geenireservimetsien perustaminen turvaa pitkälti taloudellisesti tärkeiden puulajien geenivarojen säilymistä. Lisätietoja tarvitaan pääpuulajien yksilöiden välisestä muuntelusta, populaatorakenteesta metsänraja-alueilla ja etenkin jalojen lehtipuiden perimästä. Myös mm. metsämaan mikrobiston diversiteetin tutkimus olisi tärkeää.
- Biotyyppi- ja ekosysteemitasolla valtakunnan metsien inventoinnin tietopankki on erityisen arvokas. Kaukokartoitusmenetelmien ja paikkatietojärjestelmien kehittämisessä tulisi luonnon biologista monimuotoisuutta koskeva tutkimus ottaa huomioon.

Kun luonnon monimuotoisuutta koskeva tutkimus on yksi Metlan tutkimustoiminnan painoaloista, tullaan muitakin kuin edellä mainittuja tutkimushankkeita todennäköisesti käynnistämään. Harkittavaksi jää, pitäisikö tälle painoalalle muodostaa oma tutkimusohjelmansa.

4 METSIEN MONIKÄYTTÖ

Metsien monikäyttöä koskeva tutkimus otettiin Metsäntutkimuslaitoksen työohjelmaan 1970-luvun alussa. Sitä koordinoi vuosina 1980-88 johtoryhmä, jossa eri tutkimusalat olivat edustettuna. Askel pitemmälle otettiin vuonna 1990, jolloin aloitettiin metsien monikäytön viisivuotiseksi tarkoitettu tutkimusohjelma. Vuoden 1992 lopussa ohjelma käsitti seuraavat neljä laajaa tutkimushanketta

- Metsien virkistyskäyttö ja aineettomat arvot (osahankkeita mm. ulkoilun kysyntä, metsä- asenteet maaseudulla ja kaupungeissa, taajamametsien hoito)
- Metsien rinnakkaistuotteet (osahankkeita mm. marja- ja sienisadot ja niihin vaikuttavat tekijät, tyrnin ja hillan viljelytutkimukset, laidunvarojen ja porokannan vuorovaikutukset)
- Metsien monikäytön suunnittelu ja ekonomia (osahankkeita mm. metsien hinnoittelemattomien hyödykkeitten arvottaminen, metsien talouskäytön arvon suhde metsien suojeluarvoon, monikäyttönäkökohdat metsikön uudistamisketjun valinnassa)
- Luonnonsuojelu ja erämaat (osahankkeita mm. erämaan käsite ja erämaavaikutelman kokemisen metsälliset edellytykset, metsähoitotoimenpiteiden vaikutukset metsän muihin käyttömuotoihin, luonnonsuojelualueiden käyttö, suunnittelu ja hoito)

Hankeluettelo osoittaa, että ohjelmassa tehdään kaikkien Metlan kolmen tulosalueen: metsäekologian, metsänkasvatuksen ja metsien käytön, alalle kuuluvaa tutkimusta. Yhteydet tulosalueisiin ovat kuitenkin eräiltä osin Metlan muun tutkimustoiminnan kannalta liiankin löyhät.

Metsien monikäytön tutkimusohjelma on täyttänyt tähän mennessä hyvin sille asetetut vaatimukset. Vuonna 1991 tehdyssä kansainvälisessä arvioinnissa pidettiin tutkimuksen lähtötasoa hyvänä ja tutkijoita motivoituneina ja kyvykkäinä. Puutteeksi todettiin ohjelman vähäinen monikäyttöllinen ote, kun suurin osa tutkimuksista käsittelee metsän yksittäisiä käyttömuotoja. Myös tutkimussuunnittelun parantamista, ryhmätyön lisäämistä ja julkaisutoiminnan tehostamista suositeltiin.

Arvioinnissa esitetty kritiikki on syytä ottaa huomioon etenkin siinä tapauksessa, että monikäytön tutkimusohjelmaa päätetään jatkaa vuoden 1994 jälkeen. Toinen tutkimuksen järjestelyn vaihtoehto on, että joko koko monikäytön tutkimus tai ainakin yksittäisiä käyttömuotoja koskevat tutkimushankkeet hajautetaan asianomaisille tulosalueille. Jatkotoimia suunniteltaessa kannattaa selvittää kummankin vaihtoehdon edut ja haitat.

5 METSÄTALouden TOIMENPITEIDEN YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

Ympäristötutkimuksen kannalta on tarpeen kiinnittää huomiota ainakin seuraaviin metsätalouden toimenpiteisiin

- puunkorjuu
- maanmuokkaus
- metsäojitus
- metsänlannoitus

Lisäksi tarvitaan tietoja metsätuhojen kemiallisen ja biologisen torjunnan suhteesta ympäristöön sekä metsien monikäyttöön liittyen metsätalouden ja muun metsän käytön välisistä suhteista.

Metsäntutkimuslaitoksessa on tehty näihin aihealueisiin liittyvää tutkimusta, mm. ojituksen ja lannoituksen osalta runsaastikin, mutta laitoksessa ei ole laadittu metsätalouden toimenpiteiden ympäristövaikutuksia koskevaa kattavaa toimintaohjelmaa. Tällä hetkellä Metlassa on vain yksi varsinainen alan tutkimushanke. Sen lisäksi metsäojituksen vaikutusta hiilitaseeseen tutkitaan Soiden ainetaseet ja ilmaston muutos-hankkeessa.

Käynnissä oleva laaja Metsätalouden vesistövaikutukset-hanke kuuluu pääosin maa- ja metsätalousministeriön johdolla vuosina 1990-1995 toteutettavaan Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta-yhteistutkimusprojektiin (METVE). Metlan hankkeessa selvitetään mm. lasketutusaluiden vaikutusta kiintoaineiden huuhtoutumiseen kunnostusojitusalueilta, ojanperkauksen vaikutusta ojitusalueen hydrologiaan sekä avohakkuun, maanmuokkauksen ja lannoituksen vaikutuksia ravinteiden huuhtoutumiseen.

Tutkimuksia edellä mainitun tutkimushankkeen toimesta ja jo aikaisemmin perustetuilla sopivilla koekentillä tulisi välttämättä jatkaa METVE-projektin päättymisen jälkeen. Vasta riittävän pitkät aikasarjat antavat metsätalouden harjoittamisen kannalta luotettavan kuvan erilaisten toimenpiteiden ympäristövaikutuksista. Tutkimusta tulisi suunnata myös mm. jo aikaisemmin jossakin määrin selvitettyihin puunkorjuun sekä metsätuhojen biologisen ja kemiallisen torjunnan vaikutuksiin. Tutkimusten ja niiden vaatimien resurssien tarpeen selvittämiseksi olisi syytä laatia Metlan ympäristötutkimuksia koskeva suunnitelma toteuttamisaikatauluineen.

6 LOPPUPÄÄTELMÄ

Metsiä koskeva ympäristön ja luonnonhoidon tutkimus on, kuten edellä esitetystä ilmenee, tällä hetkellä yksi Metsäntutkimus-laitoksen tärkeimmistä tehtävistä. Varsinkin uusien Suomea sitovien kansainvälisten sopimusten vuoksi tämän alan tutkimusta on tarpeen edelleen laajentaa ja monipuolistaa Metlassa ottaen huomioon järkevä työnjako muiden tutkimus-laitosten ja yliopistojen kanssa. Käynnissä oleville tutkimuksille tulisi nyt laatia jatkosuunnitelmat sekä aloittaa uusien ongelmakesteiden tutkimushankkeiden valmistelu. Kotimaista ja kansainvälistä yhteistyötä, joka vaikuttaa myös hankkeiden rahoitukseen, olisi mahdollisuuksien mukaan lisättävä.

Rauno Väisänen

METSÄTALouden YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET JA LUONNON MONIMUOTOISUUS

1 JOHDANTO

Trooppisten metsien nopea tuhoutuminen on ehkä merkittävin luonnon monimuotoisuutta uhkaava yksittäinen seikka (WCMC 1992) mutta myös havumetsävyöhykkeen metsien monimuotoisuus on nousemassa kansainvälisen kiinnostuksen kohteeksi. Metsätalous vaikuttaa haitallisesti metsiin ja nämä haitat on pyrittävä minimoimaan. Eettisten ja ekologisten perusteiden lisäksi haittojen vähentäminen on välttämätöntä myös siksi, että ekologisesti kestävä metsätalous on Suomen metsäteollisuudelle kauppapoliittinen kohtalonkysymys.

Rio de Janeirossa kesällä 1992 solmittu biologisen monimuotoisuuden suojelua koskeva ns. *biodiversiteettisopimus*, jonka Suomikin on allekirjoittanut, edellyttää kansallisten toimintasuunnitelmien laatimista ja siihen liittyvän tutkimuksen voimakasta lisäämistä (Saurimo 1993). Biodiversiteetillä tarkoitetaan kaikkea luonnon monimuotoisuutta olipa kyseessä lajinsisäinen perinnöllinen muuntelu, lajistollinen diversiteetti tai ekosysteemien monimuotoisuus. Biodiversiteetin käsite on enemmän kuin osiensa summa (eli biologinen diversiteetti): se on myös poliittinen käsite, jonka avulla pyritään estämään luonnon köyhtymistä. Luonnon monimuotoisuuden yhteistutkimusohjelma (LUMO) pyrkii kokoamaan yhteen suomalaisen tietämyksen ja keskeiset tutkimushankkeet (Väisänen & Jäppinen 1993).

Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen on kestävän metsätalouden ehdoton edellytys. Ilman eri tieteenalojen vilpittöä yhteistyötä ja vakavaa paneutumista luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseen Suomi tulee väistämättä häviämään kilpailun metsäteollisuuden asiakkaista. Monitavoitteisessa päätöksen teossa on otettava huomioon sekä ekologiset että sosioekonomiset seikat. Ongelmien vähättely ei tehoa Keski-Euroopan valistuneisiin kuluttajiin - kilpailijamaille se antaa valit kätteen.

Ehkäpä suurin osa Suomessa tehdyistä metsätalouden ympäristövaikutuksista koskevista tutkimuksista ja selvityksistä käsittelee metsätalouden vesistövaikutuksia ja mm. metsien hiilidioksidin sidontaan liittyviä ominaisuuksia. Jätän nämä sinänsä merkittävät asiat tämän katsauksen ulkopuolelle, sillä pääosa metsätalouden ympäristövaikutuksista kohdistuu itse metsiin.

2 UHANALAISET LAJIT

Suomessa tehdyt lajien uhanalaisuuden arvioinnit (Rassi ym. 1986, 1992a) ovat lajissaan maailman parhaita. Eliölajiston muutokset puhuvat karua kieltään metsänhoidon vaikutuksista, sillä lajikohtaisten arvioiden mukaan lähes puolet kaikista uhanalaisista lajeista elää metsissä ja metsänhoito on lajistomme uhanalaisuuden tärkein syy. Kaikkiaan 692 lajin merkittävin (tai ainoa) uhanalaisuuden syy on metsänhoito. Monet metsien uhanalaiset ovat kovakuoriaisia, sammalia, jäkäliä tai sieniä eli huomaamattomia ja asiantuntemattomalle vaikeasti tunnistettavia lajeja.

Lajiston uhanalaisuuden arvioinnissa on otettu huomioon mm. kunkin lajin runsaus, levinneisyys, kannan kehitys, ympäristövaatimukset, lisääntymis- ja ravinnonhankintatavat, esiinty-

mishistoria Suomessa, toteutetut suojelutoimet, taksonominen yksikkö ja käytettävissä olevan tiedon määrä ja luotettavuus (Rassi ym. 1986). Suomessa tavattavat ns. reunapopulaatiot on arvioitu tapauskohtaisesti, koska lajit ovat erilaisia. Usein meillä esiintyy pieniä ja perinnöllisesti erilaistuneita kantoja, joita ei muualta tavata, vaikka Suomessa ei olekaan monta ns. kotoperäistä lajia. Suomessa elää myös huomattava osa eräiden metsälajien kokonaiskannasta, jolloin meillä on erityisvastuu niiden suojelusta (UN ECE 1992). Laajallekin levinneisiin uhanalaisiin pätee kansainvälisen biodiversiteettisopimuksen mukainen kansallisen vastuun periaate, jonka perusteella kunkin maan tulee taata siellä esiintyvän lajiston säilyminen. Tuleehan esimerkiksi Kenian suojella norsujaan, vaikka niitä on eteläisessä Afrikassa liikaakin. Miksei siis suojeltaisi Suomen valkoselkätikkametsiä?

Luonnonsuojelun alkutaipaleella alueita suojeltiin usein maisemallisin perustein (vrt. Götmark & Nilsson 1992). Lajiston käyttö alueiden suojeluarvon mittarina on selvästi parantanut suojelun kohdentamista. Silti moni alue on arvokas, vaikkei sieltä tunnettakaan uhanalaista lajistoa - ainakaan silloin kun sitä ei ole edes tutkittu. Tällöin tulee käyttää hyväksi kasvillisuuden rakennetta ja muita epäsuoria lajistollisen monimuotoisuuden mittareita. Biodiversiteettisopimuksen ns. ennaltaehkäisevä periaatteen (*precautionary principle*) mukaan puutteelliset tutkimustiedot eivät saa olla syynä suojelutoimien lykkäämiselle silloin, kun on odotettavissa merkittävä biodiversiteetin väheneminen.

3 SUOJELUALUEET KORVAAMATTOMIA JA RIITTÄMÄTTÖMIÄ

On ilmeistä, että osa metsien lajistosta on niin vaateliasta elinympäristönsä suhteen, ettei sitä voida suojella ilman aarniometsiä (suojelualueita). Pohjois-Amerikassa on päädytty samantapaiseen päätelmään mm. täpläpöllön tapauksessa (Dawson ym. 1987). Syynä on meillä usein erityisesti lahoavan puuaineksen saatavuus, sen määrä tai laatu, toisinaan myös tähän liittyen aarniometsien tyypillinen tasainen, kostea ja varjoisa pienilmasto (esim. Ehnström & Waldén 1986, Andersson & Hytteborn 1991).

Äskettäin Pyhä-Häkin kansallispuistossa ja sen ympäristön talousmetsissä tehdyssä tutkimuksessa (Väisänen ym. 1993) voitiin esimerkiksi todeta aarniometsän ja ympäröivän talousmetsän kuolleissa puissa elävässä kovakuoriaislajistossa hämmästyttävä ero. Kymmenen runsaimman lajin joukossa oli vain yksi yhteinen laji, laakakolva (sijaluku 8 talousmetsässä ja 10 aarniometsässä). Harvinaisten lajien osuus yksilöistä oli kansallispuistossa yli kymmenkertainen verrattuna talousmetsään. Talousmetsissä menestyivät tuholaisina tunnetut kaarnakuoriaiset (yli 50 % yksilöistä), jotka aarniometsissä olivat harvinaisia (noin 3 %). Perimmäisiä syitä aarniometsän suurempaan harvinaisten lajien määrään ei tunneta, mutta ainakin kolme selitystä on esitetty. Ensimmäisen mukaan vain riittävän runsas lahoppuun määrä riittää takaamaan huonosti leviävien lajien säilymisen. Toinen selitys tukeutuu metsän historiaan: rikas lajisto on pitkän kehityksen tulos eikä palaudu nopeasti kerran kadottuaan. Kolmannen selityksen mukaan talousmetsien pienilmasto vaikuttaa haitallisesti joko suoraan kuivumiselle herkkiin kovakuoriaisiin tai niiden ravintonaan käyttämän puun lahoamiseen.

Biodiversiteettisopimuksen mukaan myös taloudellisessa käytössä olevilla alueilla tulee ottaa huomioon luonnon monimuotoisuus ja sen säilyttäminen. Suomessa tämä on erityisen tärkeää, sillä metsäpinta-alasta tuskin pari prosenttia on suojeltu ja pääosa suojelualueista on pohjoisessa, kun taas pääosa biologisesta monimuotoisuudesta on etelässä.

Sekä metsähallitus että Keskusmetsälautakunta Tapio ovat laatineet uudet metsienkäsitelyohjeet, joissa luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen ja uhanalaisten lajien suojelu on otettu

huomioon. Myös metsäteollisuus on kannanotoissaan korostanut biodiversiteetin merkitystä. Noudattamalla uusia ohjeistoja ja kiinnittämällä muutenkin huomiota luonnon säilyttämiseen käytännön toimissa, erityisesti jo suunnitteluvaiheessa, voidaan talousmetsien biologinen köyhtyminen pysäyttää ja lajistollinen elpyminen voi alkaa (esim. Marttila 1993). Keinoista tärkein on pienialaisten, luonnoltaan rikkaiden kohteiden (mm. lehdot, lahoavaa lehtipuuta sisältävät metsät, korpijuotit, puronvarret, jyrkänteet) säästäminen hakkuilta ja lehtipuiden ja lahoppuun jättäminen talousmetsiin, joskaan lahoppuun menetelmän käyttökelpoisuudesta ei ole luotettavia tutkimustuloksia. Tutkimustuloksin voitaisiin suojelutavoitteita muutenkin selkeyttää.

4 METSÄNHOIDON PAIKALLISET JA ALUEELLISET YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

Metsätalous muuttaa metsiä sekä paikallisesti että alueellisesti. Suomalainen metsätalous pyrkii paikallisesti jäljittelemään metsän luontaista sukkessiokeitusta ja onnistuu siinä kohtalaisen hyvin. Suomen metsiä ei ole pilattu vierailla puulajeilla ja kotimaisia puulajeja viljellään niiden luontaisilla kasvupaikoilla. Metsien luontainen lajisto on säilynyt talousmetsissä pääpiirteissään varsin hyvin, jos tarkastellaan esimerkiksi hyvin tunnettuja lintuja, perhosia tai putkilokasveja. Talousmetsät ovat monien eliöryhmien osalta monilajisempia kuin vastaavan suuruiset aarniometsät, niin olivat otaksuttavasti myös aiemmat luonnontilaiset sukkession alkuvaiheen metsät. Metsänhoito voi siten paikallisesti jopa lisätä biodiversiteettiä. Suojelun tavoitteena ei kuitenkaan ole paikallisesti korkea biodiversiteetti, vaan koko lajiston ja lajien elinympäristöjen suojelu.

Yhtä hyvin ei ole onnistuttu alueellisella tasolla. Metsien alue-ekologinen tutkimus (*landscape ecology*) on Suomessa vasta alkamassa, eikä sen tuottamia tuloksia ole otettu huomioon käytännön metsätaloudessa. Talousmetsien kuviokokojen ja ikäluokkien jakauma ei vastaa luonnon metsien jakaumia. Koska metsätalouden käytännössä ainoa tavoite on ollut tuottaa puuta, ei luontoa ole ainakaan lyhyellä aikajänteellä tarvinnut jäljitellä kunhan puuston kasvu on turvattu. Sen sijaan luonnon monimuotoisuuden suojelun kannalta juuri alueelliset tekijät ovat usein keskeisiä, koska eliölajit ovat sopeutuneita ympäristöön, jossa ne kykenevät liikkumaan sopivien elinympäristölaikkujen välillä. Vain riittävä määrä riittävän suurien laikkujen tai riittävän tiiviiden laikkuryhmien takaa lajien säilymisen muuttuvissa olosuhteissa. Valitettavan usein tiedot lajille riittävästä habitaatin vähimmäiskoosta puuttuvat, samoin tiedot siitä, kuinka pieni populaatio on vielä elinvoimainen (*minimum viable population*).

Vaikka tiedot ovatkin monin osin puutteellisia, on karkea yleiskuva kuitenkin kiistatta tiedossa. Erityisesti vanhojen luonnontilaisten metsien määrä on jyrkästi vähentynyt viime vuosikymmenten aikana, samoin metsien alkukehitystä ohjaavien luonnonkulojen määrä. Aarniometsien väheneminen ei sinänsä ole mitään uutta: kaskitalous ja tervanpolto ovat vuosisatojen ajan muokanneet suomalaista metsäluontoa.

5 ETELÄ- JA KESKI-SUOMEN ERI-LAINEN METSÄN KÄYTÖN HISTORIA

Väittämiä että Suomessa on nyt enemmän metsää (tässä: puuta) kuin milloinkaan ennen voi pitää paikkansa, mutta silti metsien lajisto on noussut ehkä kiireisimmäksi suojelukohteeksi. Perussyyn tähän on siinä, että vanheneva metsä ei automaattisesti muutu iän karttuessa aarniometsäksi kaikkine lajeineen. Etelä-Suomessa on poikkeuksellisesti joskus aihetta jopa puhua talousmetsien ränsistymisestä, etenkin jos kyseessä on lähes tasaikäinen ikääntyvä kuusikko tai männikkö, jossa lehtipuuta on hyvin vähän. Suojelun ja metsänhoidon kannalta edullisin ratkaisu saattaisi olla tällaisilla biologisesti köyhtyneillä alueilla mahdollisimman

tehokas metsätalous: tällöin metsätalouden ulkopuolelle voitaisiin jättää enemmän aarniometsiä ja niitä reunavaikutukselta suojaavia, ennallistettavia puskurivyöhykkeitä sekä niiden välisiä ekologisia käytäviä.

Etelä-Suomesta aarniometsät hävitettiin jo aikoja sitten muutamaa sirpaletta lukuunottamatta. Vanhojen metsien osuus on viime vuosikymmeninä uudelleen kasvanut niin, että kymmenen eteläisimmän metsälautakunnan alueella yli 80-vuotiaiden metsien osuus on kasvanut 1920-luvun alun 14 prosentista 1980-luvun alun 25 prosenttiin metsämaan alasta (Rassi ym. 1992a). Vaikka Etelä-Suomessa on nyt paljon melko vanhoja talousmetsiä, ei niillä yleensä ole suurta arvoa luonnonsuojelun kannalta, sillä aarniometsien omaleimainen lajisto on menetetty näiltä alueilta usein jo vuosikymmeniä tai -satoja sitten. Tosin vähäisetkin säilyneet alueet tulee suojella, vaikka niiden monimuotoisuuden säilyminen edellyttää usein aktiivisia hoitotoimia.

Keski- ja Itä-Suomen harvaan asutuilla vedenjakajaseuduilla sen sijaan luonnonmetsien vuosisatainen traditio ja niihin sidoksissa oleva lajisto säilyi melko laajoilla alueilla tehometsätalouden alkuun saakka (Kalliola 1966; kuva 1).



Kuva 1. Kelpuiden lukumäärä hehtaaria kohden toisen valtakunnallisen metsien inventoinnin (1936-1938) tulosten perusteella. Jo tuolloin keskittyivät kelpupuut Etelä- ja Keski-Suomessa samoille alueille, missä 1990-luvulla on käyty kovimmat metsäkiistat. - Kalliolan (1966) mukaan, *Annales Botanici Fennici* n. luvalla.

Osa näistä metsistä on säästynyt näihin päiviin asti metsätalouden koskemattomina (Rassi ym. 1992b), vaikka laajoja alueita on viime vuosina hakattu. Vain harva kyseenalaistaa arvokkaiden aarniometsäriippeiden suojeluarvon Etelä-Suomessa (missä niitä ei enää ole!), mutta Keski- ja Pohjois-Suomessa - eritoten Pohjois-Karjalassa ja Kainuussa - Euroopan viimeisiin kuuluvista aarniometsistä ja niiden muodostamista alueellisista kokonaisuuksista kiistellään. Tämä on raikeässä ristiriidassa kansainvälisesti sovittujen luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä koskevien periaatteiden kanssa. Etenkin kun teollisuuden puuntarpeen kannalta riittävien hakkuiden ohella meillä on nyt varaa samanaikaisesti lisätä metsien suojelua sekä perustamalla uusia suojelualueita että ottamalla suojelun tarpeet huomioon myös talousmetsien käsittelyssä (Seppälä 1993).

KIRJALLISUUS

- Andersson, L. I. & Hytteborn, H. 1991: Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. - *Holarctic Ecol.* 14:121-130.
- Dawson, W. R., Ligon, J. D., Murphy, J. R., Myers, J. P., Simberloff, D. & Verner, J. 1987: Report of the advisory committee on the spotted owl. - *Condor* 89:205-229.
- Ehnström, B. & Waldén, H. W. 1986: Faunavård i skogsbruket. Del 2 - Den lägre faunan. - Skogsstyrelsen, Jönköping. 351 s.
- Götmark, F. & Nilsson, C. 1992: Criteria used for protection of natural areas in Sweden 1909-1986. - *Conserv. Biol.* 6:220-231.
- Kalliola, R. 1966: The reduction of the area of forests in natural condition in Finland in the light of some maps based upon national forest inventories. - *Ann. Bot. Fennici* 3: 442-448.
- Marttila, V. 1993: Onko metsäluonnon monimuotoisuus häviämässä? - Metsän tulevaisuuden kuvia. - Maanantaiseura, Opetusministeriö, Helsinki, s. 57.
- Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. (toim.) 1986: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. I Yleinen osa. - Ympäristöministeriö, Komiteamietintö 1985:43, 111 s.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992a: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. - Ympäristöministeriö, Komiteamietintö 1991:30, 328 s.
- Rassi, P., Lindholm, T., Salminen, P. & Tanninen, T. (toim.) 1992b: Vanhojen metsien suojelu valtion mailla Etelä-Suomessa; Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö. - Ympäristöministeriö, Työryhmän mietintö 70/1992, 59 s. + 169 karttaa.
- Saurimo, M. (toim.) 1993: UNCED YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi Rio De Janeiro 3.-14.6.1992. - Ympäristöministeriö & Ulkoasiainministeriö, 239 s.
- Seppälä, R. 1993: Mikä on Suomen metsien tulevaisuus? - Metsän tulevaisuuden kuvia. - Maanantaiseura, Opetusministeriö, Helsinki, ss. 63-64.

- UN ECE (United Nations Economic Commission for Europe) 1992: Code of practice for the conservation of threatened animals and plants and other species of international significance. - UN Publ., Geneva, ECE/ENVWA/25, 61 s.
- Väisänen, R., Biström, O. & Heliövaara, K. 1993: Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests? - *Biodiversity & Conserv.* 2:95-113.
- Väisänen, R. & Jäppinen, J.-P. 1993: Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma LUMO. Hanketason luonnos 1993-1996. - Vesi- ja ympäristöhallitus, luonnonsuojelututkimusyksikkö, Helsinki. 55 s.
- WCMC (World Conservation Monitoring Centre) 1992: Global biodiversity. Status of the Earth's living resources. - Chapman & Hall, London. 585 s.

ILMAN SAASTEET METSIEN UHKATEKIJÄNÄ

Ns. klassiset metsätuhot teollisuusalueilla ovat olleet jo kauan tunnettuja. Suomessa eri asteisia metsäkuolema-alueita on havaittu yli kolmenkymmenen teollisuuspaikkakunnan ympäristöstä (Kärenlampi 1990). Myös kaukana päästölähteistä voidaan havaita erilaisia puuston rapistumisoireita. Näihin ns. uudentyypisiin metsätuhoihin sisältyy esim. Saksassa useita erilaisia vauriotyyppejä, pääasiassa lehtien kellastumis- ja lehtikato-oireita. Useimmissa maissa, mm. Suomessa vauriot ilmenevät lähinnä latvuksen yleisenä harsuuntumisena. Tällaisilla "taantuvan taustan" alueilla on ollut vaikeaa luotettavasti osoittaa metsien kunnon heikkenemisen syitä. Osittain tämä johtuu sekä metsien elinvoimaa heikentävien tekijöiden että kasvien reagointitapojen mittaamisen vaikeudesta. Jotta syy- seuraussuhdetta voitaisiin väittää olevan, tulisi ilmiöllä olla vahva korrelaatio, vaurioiden synnylle tulisi löytää luotettava biologinen selitys, vaikutusten tulisi vähentyä tai hävitä oletetun syyn poistuessa, tai oireita pitäisi pystyä voimistamaan kontrolloiduissa kokeissa. Esimerkiksi korrelaatiotutkimukset eivät yleensä ole tuottaneet tuloksia, lukuunottamatta eräitä otsonitutkimuksia vuoristoissa ja neulasten rikkiptoisuuksien korrelaatiota rikkilaskeuman kanssa (Innes 1991). Vaikka yksikin riittävän voimakas stressitekijä voi merkittävästi heikentää puiden kuntoa, useimmissa tapauksissa on kysymys monien stressitekijöiden yhteisvaikutuksesta. Esimerkiksi Saksassa Mittelgebirge-vuoristossa ravinne-(Mg-) puute, hapan sade, otsonivauriot, pakkasvauriot, muut ilmastotekijät ja bioottiset tuhot vaikuttavat yhdessä ja epäpuhtaudet ovat ainakin myötävaikuttavina tekijöinä (Rehfuess 1989). Pitkäikäiset, puolustukseensa paljon energiaa uhranneet puulajit reagoivat usein lievään stressiin siten että tiettyjä kasvinosia (oksia, osanhaaroja, juurten kärkiä) kuolee progressiivisesti ("dieback phase"). Puut toipuvat usein stressivaikutuksen loputtua. "Dieback"- ilmiötä voidaan pitää selviytymismekanismina. Kasvupaikan olosuhteet, puiden korkea ikä, epäedulliset kasvukaudet tai sekundaaristen tuholaisien iskeytyminen saattaa johtaa niin vakavaan elinvoiman heikkenemiseen, että toipuminen on mahdotonta ("decline phase") (Houston 1984, Loehle 1988). Pohjimmiltaan Suomenkin metsien harsuuntumiskehityksessä lieenee kyse tällaisesta ilmiöstä. Silloin meilläkin voidaan sanoa esiintyvän uudentyyppejä metsätuhoja.

Keskeisimmät ilmansaasteiden aiheuttamat uhkat ovat meillä yhteydessä maaperän happamoitumiseen, otsonin vaikutuksiin ja kasvihuoneilmiöön. Happamoituminen muuttaa ravinteiden kiertoa, aiheuttaa emäskationien huuhtoutumista ja lisää raskasmetallien liukoisuutta. Se, missä määrin hapan laskeuma on lisännyt metsämaiden luonnollista happamoitumista on tärkeä, mutta hyvin hankala tutkimuskohde. Pitkäaikaisimmat havainnot happamoitumisen vaikutuksista on tehty Ruotsissa, jossa samoja kasvupaikkoja tutkittiin 1920- ja 1980- luvulla. Happaman laskeuman kerääntyvät vaikutukset (1950- luvulta lähtien) selittävät noin puolet emäskationien huuhtoutumisesta 1927-1984 Etelä-Ruotsin kuusi- ja pyökkimetsissä. Kokonaisväheneminen vastaa suurinpiirtein yhden puusukupolven aikana kuusikkoon kerääntyvien kationien määrää (Hallbäck 1992). Ruotsin koealoilla esim. rikin laskeumat olivat lähes kolminkertaiset Etelä-Suomeen verrattuna. Toisenlaisiakin tuloksia kuin em. Ruotsissa tehdyt tutkimukset on olemassa. Baur ja Feger (1992) päättävät muiden tekijöiden olevan Swarzwaldissa happamaa laskeumaa tärkeämpiä alumiinin mobilisaation kannalta.

Yleisen käsityksen mukaan happamoitava laskeuma on Suomessa ollut vielä vähäistä ja lyhytaikaista, ja siksi vaikutukset näkyisivät vain harvoissa lajeissa tai ekosysteemeissä. Suomen karut metsämaat ovat kuitenkin herkkiä happamoitumiselle kallioperän hitaan rapautuvuuden ja havupuuvaltaisuuden vuoksi. Herkkiä ovat erityisesti alueet, joissa rapautumisessa syntyy vain vähän neutraloivia emäskationeja, ja missä myös emäksinen laskeuma on pieni, esim. Lapissa. Herkimpien maiden lievän happamoitumisen salliva ns. tavoitekuormitus on

Suomessa 5 kg S ha/v. Metsämaiden kriittinen kuormitus ylittyy ns. Hakoma- mallin mukaan erityisesti Etelä- Suomessa. Vuodelle 2000 laskettu nykyisten päästöjen rajoittamistavoitteiden mukainen rikin kokonaislaskeuma olisi maan eteläosissa 4 - 7 g. Typpi ei ainakaan vielä liene ongelma Suomen metsien happamoitumiskehityksessä. Vanhojen lannoituskokeiden perusteella on päätelty, että ns. typpikyllästysastetta ei Suomessa saavuteta vielä pitkään aikaan.

Ilman otsonipitoisuudet ovat kasvaneet merkittävästi teollistuneilla alueilla, joiden yläpuolella oleva ilma sisältää runsaasti typen oksideja. Viime vuosisadalla Pariisin lähellä otsonipitoisuudet (kuukausikeskiarvot) olivat alle 10 ppb. Otsonipitoisuudet ovat sittemmin tasaisesti kasvaneet. Suomen otsonipitoisuudet (Utö, Ähtäri, Oulanka) ovat varsin korkeaa eurooppalaista tasoa, kuukausikeskiarvot 20- 40 ppb. Ainoastaan suurimmat tuntikeskiarvot ovat meillä olleet pienempiä kuin Keski- Euroopassa. Pitoisuudet ovat maksimissaan keväällä. Suurimmat lyhytaikaiset huiput esiintyvät kesällä, kun otsonia kulkeutuu korkeapaineessa Keski-Euroopasta. Vaurioittavat pitoisuudet ylittyvät Suomessa lähes koko kasvukauden ajan. Jo taustapitoisuuksien on kokeissa havaittu vaikuttavan haitallisesti, erityisesti fotosynteesiin, vaikka kokeet on tehty pienillä taimilla ja lyhytaikaisina. Otsonivaurioita muistuttavia solumuutoksia on esitetty löytyvän Suomestakin. Kohonneilla pitoisuuksilla voi olla huomattaviakin fysiologisia vaikutuksia, esim. puiden pakkaskestävyys saattaa heiketä. Puiden kasvun on myös ennustettu lievästi vähentyvän (Ropponen ja Kärenlampi 1989, Laurila ym. 1992).

Ilman keskilämpötila nousee Suomessa noin asteen v. 2010 mennessä, pari astetta v. 2030 mennessä ja neljä astetta vuosisadan loppuun mennessä. Lämpötila näyttäisi kohoavan enemmän talvella kuin kesällä. Myös talviset sademäärät lisääntyvät. Alueelliset ennusteet ovat kuitenkin hyvin epävarmoja. Epävarmuutta lisäävät lähinnä merivirtojen käyttäytymisen ja pilvisyyden aiheuttamat ongelmat mallilaskelmissa (Cortelius ym. 1992). Kohonneen hiilidioksidin osuus lämpenemisestä on arveltu olevan noin 50 % ja esim. metaanin 16 % koko maapallon mitassa (World resources...1990). Lämpötilan kohoamisella on suuria vaikutuksia metsäekosysteemeihin. Tärkeimmät näistä liittyvät metsien tuotoksen kasvuun, lehtipuiden osuuden lisääntymiseen, metsätuhojen lisääntymisriskiin sekä ravinnekierron nopeutumiseen ja hiilitaseiden muutoksiin. Biosfääri toimii kaikenkaikkiaan hiilidioksidinieluna (Sonninen ja Jungner 1992). Pohjoisissa oloissa metsät ja erityiset metsäekosysteemien maanlaiset osat ovat suuria hiilivarastoja, esim. turveilla jopa 90 % hiilivarastosta sijaitsee 60 cm:n syvyisessä turvekerroksessa. Näin ollen maassa tapahtuvat prosessit ovat tärkeitä hiilen kierron kannalta. Metsiin sitoutuneen hiilen määrä Suomessa näyttää lähes kaksinkertaistuvan 50 v:ssä, jos metsien kasvu ja käyttö pysyvät muuttumattomana (Kellomäki ym. 1992). Hiilen sitominen puuston on siten eräs keino pienentää kasvihuoneilmiön vaikutuksia.

Metsätalouden toimenpiteet voivat voimistaa ilmansaastumisen aiheuttamia haittavaikutuksia. Lyhytaikaisten selvitysten mukaan ojitus kaksinkertaistaa kesänaikaisen CO₂- tuoton luonnontilaan verrattuna. Pitkäaikaisvaikutuksista on kuitenkin ristiriitaisia tietoja. Kasvillisuuteen sitoutumisen ja turpeen mineralisaation suhde määrää, toimiiko suo hiilen lähteenä vai sitojana. Ohutjuuriin sitoutuvan hiilen määrä on tällöin avainasemassa. Ojitetut suot eivät kuitenkaan liene merkittäviä toisen tärkeän kasvihuonekaasun, metaanin, lähteenä (Laine ja Päivänen 1992).

Metsien uudistaminen ja hakkuu voi teoriassa pahentaa happaman laskeuman haittavaikutuksia (Hornbeck 1992). Hakkuu lisää ravinteiden huuhtoutumista, ja tällä on suurempi merkitys kuin hakkuissa poistuvien ravinteiden aiheuttamalla 'köyhtymisellä'. pH:n nousu hakkuun jälkeen aiheuttaa mineralisaation tilapäisen lisääntymisen. Ravinteiden huuhtoutuminen lisääntyy, kunnes kehittyvä pintakasvillisuus pystyy sitomaan ravinteet. Tilanne on erilainen karummilla

kasvupaikoilla. Ravinteiden huuhtoutuminen heti hakkuun jälkeen voi olla ongelma, varsinkin jos alueella on suuri hapan laskeuma. Maaperän muokkauksen vaikutukset huuhtoutumiseen ovat suuremmat kuin avohakkuun. Ahtiaisen (1992) siteeraamien tutkimustulosten mukaan karuilla, karkeajakoisilla mailla ravinteiden, erityisesti typen huuhtoutuminen voi olla ongelmalista.

Ilmaston lämpeneminen ja happamoituminen aiheuttavat suuria (tosin hitaita) muutoksia metsiemme lajistossa, vaikka vaikutuksia ei vielä tällä hetkellä pidetäkään merkittävänä uhanalaisuuden syinä. Herkimmin reagoivissa ns. indikaattorilajeissa voidaan nähdä fysiologisia- tai runsaussuhteiden muutoksia jo tällä hetkellä. Jäkälät ovat indikaattorieliöistä parhaiten tutkittuja. Typen lisääntyminen aiheuttaa muutoksia myös putkilokasvilajistossa. Niukassa tyypessä viihtyvät "nälkätaiteilijat" menettävät asemaansa. Etelä- Ruotsissa metsien ja pensaikkojen lajeista 52 341:sta on uhanalaisia, ja valtaosa näistä kasvaa typpiköyhillä kasvupaikoilla (Ellenberg 1988). Suomessakin havaittu metsäkasvillisuuden muutoksia. Vanhoissa mäntymetsissä on jäkälien, erityisesti palleroporonjäkälän, seinä- ja kerrossammaleen sekä puolukan peittävyys vähentynyt 1950- luvulta lähtien joissakin Etelä- Suomen männiköissä. Ilmansaasteille varsin kestäväksi arvioitu laji, kangaskynsisammal on puolestaan runsastunut (Lähde 1987). Euroopassa on havaittu ektomykorritsaisten juurten osuuden vähentyneen yli puoleen saastuneilla alueilla. Mykorritsasienten taantuminen johtuu saasteiden epäsuorista vaikutuksista isäntäkasviin ja muutoksista maaperässä. Mykorritsojen määrä on havaittu olevan mm. yhteydessä typpilaskeumien vaikutukseen, maan happamuuteen sekä Ca-, Mg- ja Al pitoisuuteen (Dighton ja Jansen 1991). Suomenkin teollisuusalueilla (Oulu) on havaittu vähemmän eri mykorritsa-tyyppejä. Lisääntyvät lajit mm. pulkkosieni, ovat samoja kuin lannoitetuilla alueilla. Maaperän yleinen biologinen aktiivisuus on myös vähentynyt teollisuusalueilla typpi- rikki- ja raskasmetallilaskeumien johdosta (Markkola ja Ohtonen 1988, Holopainen ja Vaittinen 1988).

Synkimpien mallilaskelmien mukaan metsiemme kasvu kiihtyy aluksi laskeumien ja hiilioksidipitoisuuden ansiosta, mutta romahtaa sitten, kun ilmansaasteiden vaikutukset kumuloituvat. (Hari ym. 1986). Mallin mukaan metsiemme kasvu olisi tällä hetkellä huipussaan. Koko Eurooppaa koskevana lasketut simulointimallit eivät myöskään anna metsämaan happamoitumiskehityksestä kovin lupaavaa kuvaa. Vaikka sovitut päästövähennykset toteutettaisiin, happamoituneen metsämaan osuus ($Ph < 4$) lisääntyisi ns. RAINS- mallin mukaan silti edelleen Euroopassa (Alcamo ym. 1987). Keinomme hidastaa kehitystä ovat päästöjen rajoittamisen ohella metsämaan neutralointikyvyn parantaminen. Tällöin tulevat kysymykseen kalkitus ja tuhkanannoitus. Kalkitus on tehokas tapa vähentää happamuutta ja liukoisen alumiinin määrää, mutta samalla kasvu on vähentynyt (hajoitustoiminnan muutosten, mykorritsoissa tapahtuvien muutosten ja boorin sitoutumisen vuoksi) (Mälkönen ym. 1992).

Ilman saastumisella on moninaiset vaikutukset; samoin eri saastumisen muodot ovat yhteydessä toisiinsa. Ihmisen toimenpiteet voivat kiihdyttää tai hidastaa kehitystä. Hoito- ja suojelutoimenpiteitä suunniteltaessa tulisi pitää mielessä kokonaisuus- kaikki eliöyhteisöjen säilymiseen vaikuttavat olosuhteet (esim. Schoneveld-Cox & Stohlgren 1988). Toimenpiteet ovat olleet tähän saakka vain passiivisia (suojaalueet). Asuinpaikkojen pirstoutumista (pieni koko tai erilliset saarekkeet) tulisi välttää. Ilmaston muutos "siirtää" sopivia kasvupaikkoja ja jotkut lajit voivat paikallisesti kadota. Se, miten saastumisen vaikutukset ja ilmastomuutos vaikuttavat eliöyhteisöjen elinkykyyn ja sitä kautta metsäekosysteemien kykyyn toipua häiriöistä, on toistaiseksi kokonaan tutkimatta.

KIRJALLISUUS

- Alcamo, J., Amann, M., Hettelingh, J-P., Holmberg, M., Hordijk, L., Kämäri, J., Kauppi, L., Kornai, G. & Mäkelä, A. 1987. Acidification in Europe: A simulation model for evaluating control strategies. *Ambio* 16 (5): 232-245.
- Ahtiainen, M. 1992. Metsänkäsitteilyn ympäristövaikutukset. Teoksessa: Karjalainen, T., Leppänen, J. & Päivinen, R. (toim.). Kauanko Suomi elää metsästä? Suomi 75- juhlavuoden valtakunnallinen metsäseminaari 11.6. 1992. Joensuun Yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 1: 39-64.
- Baur, S. & Feger, K.H. 1992. Importance of natural soil processes relative to atmospheric deposition in the mobility of aluminium in forested watersheds of the Black Forest. *Environmental Pollution* 77: 99-105.
- Cortelius, C., Holopainen, E., Kaurola, J. & Ruosteenoja, K. 1992. Ilmastomallit- ja skenaariot. Teoksessa: Kanninen, M. & Anttila, P. (toim.). Suomalainen ilmakehän muutosten tutkimusohjelma. Tutkimusten väliraportit. Suomen Akatemian julkaisuja 2/92: 37- 42.
- Dighton, J. & Jansen, A.E. 1991. Atmospheric pollutants and ectomycorrhizae: more questions than answers? *Environmental Pollution* 73 (3 & 4): 179- 204.
- Ellenberg, H. 1988. Floristic changes due to nitrogen deposition in Europe. Teoksessa: Nilsson, J. & Grennfelt, P. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordiska Ministerråd, Miljörapport 1988: 15.
- Hallbäcken, L. 1992. The nature and importance of long-term soil acidification in Swedish forest ecosystems. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi och miljövärd, Rapport 52. 37 s.
- Hari, P., Raunemaa, T. & Hautojärvi, A. The effects on forest growth of air pollution from energy production. *Atmospheric Environment* 20 (1): 129-137.
- Holopainen, T. & Vaittinen, S. 1988. Observations on Scots pine mycorrhizae in the surroundings of a fluting mill. *Karstenia* 28: 35-39.
- Hornbeck, J.W. 1992. Comparative impacts of forest harvest and acid precipitation on soil and streamwater acidity. *Environmental Pollution* 77: 151-155.
- Houston, D.R. 1984. Stress related to diseases. *Arboricultural Journal* 8: 137-149.
- Innes, J.L. 1991. The application of cause- effect criteria to the relationship between air pollution and forest decline in Europe. Teoksessa: Longhurst, J.W.S. (toim.) Acid deposition. Origins, impacts and abatement strategies. Springer- Verlag: 63-73.
- Kellomäki, S., Hänninen, H., Karjalainen, T., Laitinen, K., Pajari, R., Peltola, H., Repo, T., Strandman, H. & Väisänen, H. 1992. Ilmastonmuutoksen vaikutus boreaalisen metsäekosysteemin dynamiikkaan ja sen metsänhoidolliset vaikutukset. Teoksessa: Kanninen, M. & Anttila, P. (toim.). Suomalainen ilmakehän muutosten tutkimusohjelma. Tutkimusten väliraportit. Suomen Akatemian julkaisuja 2/92: 156- 161.

- Kärenlampi, L. 1990. Maaekosysteemit vaarassa - uhat ilmakehästä. Kuopion Luonnontutkimusyhdistys. 111 s.
- Laine, J. & Päivänen, J. 1992. Soiden ainetaseet ja ilmaston muutos: yhteenveto. Teoksessa: Kanninen, M. & Anttila, P. (toim.). Suomalainen ilmakehän muutosten tutkimusohjelma. Tutkimusten väliraportit. Suomen Akatemian julkaisuja 2/92: 189-192.
- Laurila, T., Joffe, S.M., Lättilä, H. & Koskinen, T. 1992. Otsonin vaihtelut troposfäärissä. Teoksessa: Kanninen, M. & Anttila, P. (toim.). Suomalainen ilmakehän muutosten tutkimusohjelma. Tutkimusten väliraportit. Suomen Akatemian julkaisuja 2/92: 92-97.
- Loehle, G. 1988. Forest decline: endogenous dynamics, tree defenses, and the elimination of spurious correlation. *Vegetatio* 77: 65-78.
- Lähde, E. 1987. Metsäkasvillisuuden muutoksista Etelä- Suomessa. *Aquilo, Seria Botanica* 25 (1): 89-95.
- Markkola, A-M & Ohtonen, R. 1988. Mycorrhizal fungi and biological activity of humus layer in polluted pine forests in the surroundings of Oulu. *Karstenia* 28: 45-47.
- Mälkönen, E., Lehto, T. & Smolander, A. 1992. Ilman epäpuhtauksista aiheutuvien metsävaurioiden ehkäiseminen maanhoidollisin menetelmin. Teoksessa: Kanninen, M. & Anttila, P. (toim.). Suomalainen ilmakehän muutosten tutkimusohjelma. Tutkimusten väliraportit. Suomen Akatemian julkaisuja 2/92: 284-287.
- Rehfuess, K.E. 1989. Acidic deposition - extent and impact of forest soils, nutrition, growth and disease phenomena in Central Europe: a review. *Water, Air and Soil Pollution* 48 (1/2): 1-20.
- Ropponen, L. & Kärenlampi, L. 1989. Otsonin metsä- ja maatalousvaikutukset. Kuopion Yliopiston Ympäristöhygienian laitoksen monistesarja 1/1989. 73 s.
- Schonewald-Cox, C. & Stohlgren, T.J. 1989. Biological diversity and global change: habitat fragmentation and extinction. Teoksessa: Noble, R., Martin, J. Jensen, K.F. (toim.). Air pollution effects on vegetation, including forest ecosystems. *Proceedings of the Second US-USSR Symposium. Northeastern Forest Experiment Station*: 217-224.
- Sonninen, E. & Jungner, H. 1992. Hiili-isotooppisuhteiden vaihtelut puulustoissa. Teoksessa: Kanninen, M. & Anttila, P. (toim.). Suomalainen ilmakehän muutosten tutkimusohjelma. Tutkimusten väliraportit. Suomen Akatemian julkaisuja 2/92: 19-23.222
- World resources 1990-91. World Resource Institute. Oxford University Press.

Sirpa Piirainen

METSÄTALouden VESISTÖVAIKUTUKSET - TUTKIMUSTOIMINTA ITÄ-SUOMESSA

1 JOHDANTO

Suomen maapinta-alasta kuuluu metsätalouden piiriin 87 % eli 26,37 miljoonaa hehtaaria. Vuosittain tästä alasta uudistetaan noin 160 000 ha, harvennushakkuuta tehdään 180 000 ha:lla, taimikon hoitoa 200 000 ha:lla, metsälannoitusta 50 000 ha:lla sekä uudis- ja kunnostusojitusta 110 000 ha:lla (Metsätilastollinen ... 1992). Metsätalouden vesistöjä pilaava vaikutus on paikoin ollut hyvinkin selvästi nähtävissä. Metsätaloustoimenpiteistä varsinkin ojituksen ja lannoituksen on voitu osoittaa olevan osasyllisiä järvien rehevöitymiseen ja sitä kautta vesistöjen herkkien eliö- ja kasvilajien häviämiseen. Metsätalouden lisäksi myös maatalous ja teollisuus ovat olleet suurina vesistöjen kuormittajia. Lisääntyvän ongelman on tuonut ilman kautta tuleva kuormitus eli märkä- ja kuivalaskeuma suoraan vesistöihin. Esimerkkinä olkoon ammoniumtyppilaskeuma, joka on keskimäärin Suomen alueella 263 kg/km²/a (Järvinen & Vänni 1990). Suomen sisävesipinta-ala on 34 000 km², kertolaskulla saadaan ammoniumtyppilaskeumaksi koko tälle alalle 8,9 miljoonaa kiloa vuodessa. Metsävaltaisilta ja luonnontilaisilta valuma-alueilta ammoniumtyppien luonnonhuuhtouma vaihtelee tutkimusten mukaan 3,6 - 7,8 kg/km²/a (Taulukko 1). Metsätalousvaltaisilta valuma-alueilta huuhtouma on selvästi suurempi, 3,7 - 25 kg/km²/a. Samansuuntainen vaikutus metsätaloudella on myös fosforin huuhtoutumiseen. Tutkimustieto metsätalouden vesistövaikutuksista on kuitenkin suhteellisen vähäistä Suomessa ja Suomen olosuhteita vastaavilla alueilla. Tutkimustoimintaa lieene rajoittanut tutkimusten vaatima pitkä aika, niiden työläys ja sopivien tutkimuskohteiden löytäminen. Jo luonnon huuhtouman tarkka selvittäminen vaatii useiden vuosien seuranta vuosittaisten sääolojen erilaisuuden vuoksi, toimenpiteiden jälkeen seurannan on myös oltava pitkäjänteistä. Toisaalta eräät vaikutukset voivat näkyä vain pari vuotta toimenpiteen jälkeen, jolloin vaikutus saattaa sekoittua luonnolliseen vaihteluun.

Taulukko 1. Huuhtoumatuloksia luonnontilaisilta ja metsätalouskäytössä olleilta valuma-alueilta (Lähde: Saukkonen & Kenttämies 1993).

	luonnontilainen, kg/km ² /a					metsätalousmaa, kg/km ² /a		
	Hanke 2***) 1982-85	Hanke 3 1971-80 1981-90	Rekolainen (-89) 1965-74 1981-85			Hanke 16 1962-91	Rekolainen (-89) 1965-74 1981-85	
Kok. P	7,1	5,7	8,9	5,3-7,7	5,9-8,9	8,8-15	8,8-18	11-16
PO ₄ -P	1,5	-	2,6	-	-	2,1-12	-	-
Kok. N	205	110	290	130-190	300-310	180-250	230	200-270
NO ₃ -N	1,7	59	200	-	-	6,2-39	-	-
NH ₄ -N	3,6	7,8	7,7	-	-	3,7-25	-	-
klintoaine	540	3300	6800	-	-	850-2900	-	-
Fe	320	180	370	-	-	-	-	-
K	120	260*)	190*)	-	-	-	-	-
Ca	420	830*)	1400*)	-	-	-	-	-
Mg	190	350*)	570*)	-	-	-	-	-
Na	300	540*)	730*)	-	-	-	-	-
SO ₄ -S	1100	-	3800**)	-	-	-	-	-

*) Tulokset vuosilta 1971-1977 ja 1984-1990.

**) Tulokset vuosilta 1983-1990.

***) Lähde: Ahtiainen (1989)

Tämän ongelman välttämiseksi luotettavimmaksi tutkimusmenetelmäksi on suositeltu nk. kalibraatiokausi-vertailualue menetelmää (Viljanen 1989). Tulevaa toimenpidealuetta verrataan käsittelemättä jätettävään alueeseen riittävän pitkään ennen toimenpidettä, toimenpiteen vaikutus tutkittavaan ominaisuuteen saadaan selville toimenpiteen jälkeen mitattujen ja vertailualueen avulla ennustettujen määrien erotuksena. Sopivia vertailualuepareja ovat mm. pienehköt valuma-alueet. Ensimmäinen tällainen vertailualueparitutkimus Suomessa oli nk. Nurmes-tutkimus, joka käynnistyi vuonna 1978. Tutkimusalueeseen kuului kuusi pientä valuma-aluetta, joista kaksi jätettiin käsittelyjen ulkopuolelle vertailualueiksi. Nurmes-tutkimuksessa tutkittiin avohakkuun, maanmuokkauksen ja ojituksen vaikutuksia valuma-alueen hydrologiaan ja valunnan laatuun. Jonkinlaisena puutteena Nurmes-tutkimuksessa on kuitenkin pidettävä käsittelyalueiden suurta kokoa, jotka eivät vastanneet silloistakaan käytännön metsätaloutta ja nykyisten suositusten mukaan käsittelyaloja on edelleenkin pienenetty. Lisäksi käsitellyt valuma-alueet olivat hyvin turvemaavaltaisia. Tutkimustulokset ovat kuitenkin arvokkaita, koska alueen seuranta jatkuu edelleen.

2 METSÄNUUDISTAMISEN VESISTÖVAIKUTUKSET

Puustolla on voimakkaasti haihduntaa lisäävä vaikutus sekä transpiraation että interseption kautta. Puuston vähentäminen tai poistaminen lisää lukuisten tutkimusten mukaan lähes poikkeuksetta alueen kokonaisvaluntaa (esim. Heikurainen 1967, Heikurainen & Päivänen 1970, Päivänen 1982, Seuna 1985). Nurmes-tutkimuksessa 58 prosentin avohakkuu sekä soita että kangasmaita sisältäneellä valuma-alueella lisäsi vuosivalumaa 17 % eli 0,78 mm hehtaarilta poistettua puuston m³ kohti (Seuna 1985). Myös yli- ja alivalumat saattavat kasvaa ja myös äärevöityä, Nurmes-tutkimuksessa tämä näkyi selvästi (Seuna 1985). Vuosivalunnan kasvu johtuu pääasiassa kasvillisuuden evapotranspiraation pienentymisestä, osittain lisäys voi johtua myös lumen kertymisen muuttumisesta. Ylivaluman kasvu keväällä seuraa lumen sulamisen nopeutumisesta, toisaalta oikein kohdistetuilla hakkuilla voidaan vähentääkin valuma-alueen tulvariskiä, kun sulamisvalunta kerääntyy uomastoon aikaisempaa pidemmän ajan kuluessa (Lee 1980). Kesän yli- ja alivalumat kasvavat puuston interseptiovaraston voimakkaan pienenemisen, pohjaveden nousun ja mahdollisten ajourien takia. Pohjaveden nousu pienentää maan vedenva-
rastoitumistilaa ja ajourat puolestaan voivat toimia ojien kaltaisina vesireitteinä. Nurmes-tutkimuksessa pohjavedenpinta kangasmaalla nousi 10 - 20 cm (Kurimo ym. 1985). Hakkuun valuntaa lisäävä vaikutus on myös pitkäaikainen, Suomen oloissa vuosivalunnan palautumisen ennen avohakkuuta vallinneelle tasolle on arvioitu kestävän yli 30 vuotta (Sovellettu hydrologia 1986). Luontaiseen uudistumiseen ohjaavilla siemenpuu- ja suojuspuuhakkuilla on samansuuntainen vaikutus valumien muutoksiin kuin avohakkuulla. Vaikutuksen suuruus on kuitenkin verrannollinen poistettavaan puumäärään (esim. Mustonen 1965).

Maanpinnan jonkinasteinen käsittely kuuluu myös olennaisena osana uudistamisketjuun, maanpinnan käsittely tehdään 80 prosentille uudistushakkuualoista (Metsätalostollinen... 1992). Tutkimustuloksia maan muokkauksen vaikutuksesta valumiin on hyvin vähän. Muokkaus vähentää maanpinnan kasvillisuutta jolloin haihdunta entisestään vähenee ja valuma saattaa lisääntyä. Lisäksi muokkausjäljet voivat toimia ajourien tavoin eräänlaisina ojina.

Osin hydrologisten muutosten ja osin mm. eroosion takia metsänuudistaminen lisää hakkuualan ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin. Vesistöissä muutokset voivat näkyä rehevöitymisinä. Varsinkin fosfaatti- ja kokonaisfosforin, kokonaistypen sekä raudan ja alumiinin pitoisuudet valumavesissä kasvavat (esim. Saukkonen & Kenttämies 1993). Nurmes-tutkimuksessa Murtopuron valuma-alueen kokonaisfosforin huuhtouma oli hakkuun jälkeisinä vuosina yli nelinkertainen ja fosfaattifosforin huuhtouma yli kuusinkertainen luonnontilaiseen huuhtoumaan

verrattuna. Kokonaistypen ja raudan huuhtoumat olivat lähes kaksinkertaisia luonnontilaiseen verrattuna (Ahtiainen 1990). Kolme vuotta hakkuun jälkeen tehty maanmuokkaus, auraus, aiheutti voimakkaan eroosion. Kiintoainehuuhtouma oli suurimmillaan 25-kertainen lähtötilanteeseen verrattuna. Kokonaisfosforihuuhtouma lisääntyi 45 % muokkausta edeltäneeseen vuoteen verrattuna (Saukkonen & Kenttämies 1993). Suojavyöhykkeellisessä Kivipurossa hakkuun ja maanmuokkauksen aiheuttamat vedenlaadunmuutokset olivat vähäisiä (Ahtiainen 1990, Saukkonen & Kenttämies 1993).

3 METSÄTALOUDEN VESISTÖVAIKUTUSTEN NYKYINEN TUTKIMUS

3.1 Valtakunnallinen METVE-hanke

Nurmes-tutkimus ja muut pienemmät tutkimukset eivät kuitenkaan pystyneet vastaamaan kaikkiin metsätalouden vesistövaikutuksia koskeviin kysymyksiin. Vuonna 1987 mietintönsä jättänyt metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunta piti tutkimustoiminnan tehostamista edelleenkin tärkeänä. Samoin valtioneuvoston 1988 hyväksymä tavoiteohjelma edellyttää vesiensuojelun huomioon ottamista metsätaloustoiminnassa. *"Metsämaiden ojitus, lannoitus, hakkuut ja muokkaus tulee suunnitella ja toteuttaa niin, että pinta- ja pohjavesiin kohdistuvat haitat estetään mahdollisimman hyvin. Lisäksi tulee kehittää ja ottaa käyttöön menettelytapoja, joiden avulla Metsä 2000 -ohjelman toteuttamisesta mahdollisesti aiheutuvat haitat pinta- ja pohjavesille ehkäistään ennalta mahdollisimman tehokkaasti."* Näiden tavoitteiden saavuttamiseksi maa- ja metsätalousministeriö perusti vuonna 1990 viisivuotisen, metsätalouden vesistövaikutuksia ja niiden torjuntaa käsittelevän tutkimusprojektin, METVE-projektin.

Tähän yhteistutkimusprojektiin osallistuu hyvin monia organisaatioita vesi- ja ympäristöhallituksesta aina Kemira Oy:tä myöten. Projektin tavoitteena on *"selvittää metsätalouden vesistövaikutuksia ja niiden torjuntamahdollisuuksia. Erityisesti tutkitaan metsätalouden eri toimenpiteiden kuormitusvaikutuksia, niihin vaikuttavia tekijöitä ja torjuntakeinoja, sekä toisaalta metsätalouden muodostaman uhkan suuruutta vesistöjen käytölle, kuten vesihuollolle, kalataloudelle ja virkistyskäytölle. Projektissa selvitetään myös metsäojituksen, erityisesti kunnostusojituksen, metsämaan käsittelyn ja hakkuiden vesistökuormitusta ja sen vähentämistä sekä mahdollisia ilmastovaikutuksia. Samoin tutkitaan metsälannoituksen vesistövaikutusta ja sen vähentämismahdollisuutta. Metsätalouden toimenpiteiden vaikutukset kaloihin, kalatalouteen ja muihin vesistön käyttömuotoihin kuuluvat myös projektin tavoitteisiin. Vaikutusten ympäristötaloudellinen merkitys pyritään myös selvittämään. Projekti laatii toimenpideohjelman kuormituksen vähentämismahdollisuuksista ja -keinoista siltä osin, kun tulee selvityksi, että metsätalous aiheuttaa merkittävää haittaa vesien käytölle ja suojelulle."* (Saukkonen & Kenttämies 1993).

3.2 Tutkimus Itä-Suomessa

Vanha Nurmes-tutkimus kuuluu myös osana METVE-projektiin. Nurmes-tutkimuksen valuma-alueilla valuman laadun ja määrän mittauksia on jatkettu edelleen. Tutkimuksen perusteella saadaan ainutkertaista tietoa metsänkäsittelytoimenpiteiden vaikutusten laajuudesta, kestosta sekä uuden puusukupolven vaikutuksista.

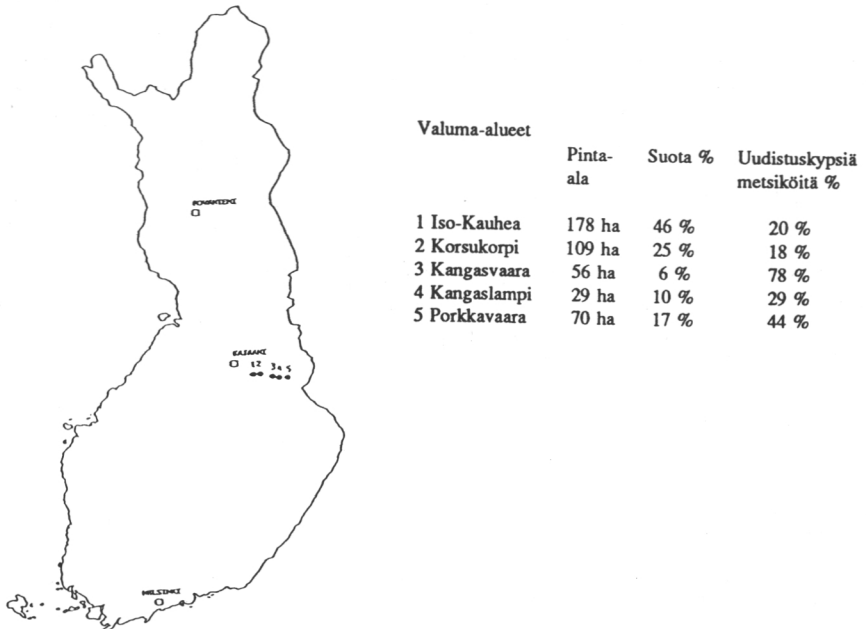
Nurmes-tutkimuksen lisäksi Joensuun METLAn tutkimusasemalla alkoi vuonna 1990 hanke Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus veden ja ravinteiden kiertoa. Hanke on myös METVE-hankkeen osahanke ja siinä on yhteistyökumppaneita metsäntutkimuslaitoksen lisäksi,

Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiristä, vesi- ja ympäristöhallituksesta, metsähallituksesta sekä Joensuun yliopistosta. Hanketta rahoittaa em. tutkimusorganisaatioiden lisäksi maa- ja metsätalousministeriö ja työministeriö. Osahankkeen tavoitteena on empiirisen tutkimuksen ja mallintamisen keinoin selvittää kangasmaan metsikön avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutusta veden ja ravinteiden kiertoon valuma-alueella. Tämän lisäksi arvioidaan eri toimenpiteiden seurauksena vesistöille aiheutuvaa kuormitusta ja sitä, miten toimenpidealueen koko ja sijainti sekä mahdollinen suojavyöhykkeiden käyttö vaikuttavat kuormitukseen.

Tutkimus toteutetaan metsähallituksen mailla Sotkamon kunnassa sijaitsevilla viidellä, 30 - 180 ha suuruisella, kangasmaavaltaisella valuma-alueella kalibraatiokausi-vertailualuemenetelmää käyttäen (Kuva 1). Näistä valuma-alueista kolmella osa metsikkökuvioista hakataan ja uudistetaan käytännön metsätaloudessa voimassa olevia ohjeita noudattaen vuosina 1995-1996. Kaksi alueista jää siis vertailualueiksi. Tällä hetkellä tutkimuksessa on meneillään kalibraatiokausi, jonka aikana valuma-alueiden luonnontilaiset vesi- ja ravinnevirrat sekä ilmasto-olot selvitetään.

3.2.1 Käynnissä olevat mittaukset

Valuma-alueille tulevan veden määrää seurataan kesäaikaan automaattisin sääasemin ja sadevesipiirturein sekä talviaikaan lumimittauksin. Sadannan laatua mitataan sekä aukealta että metsiköstä Kangasvaaran valuma-alueella ympäri vuoden. Kangasvaaran valuma-alueelle uudistuskypsään kuusisekametsikköön perustettiin vuonna 1992 kolme intensiivikoealaa, joilla lehvästösadannan määrän ja laadun lisäksi mitataan myös runkovalunnan, eri maakerrosten läpi suotautuvan veden sekä pohjaveden määrää ja laatua. Vesistä mitataan pH, pääravinnekationit ja mm. sulfaatti-, fosfaatti- ja typpipitoisuus. Vesinäytteet otetaan kesäaikaan viikoittain ja talviaikaan kerran kuukaudessa. Valuma-alueilta poistuvan veden määrää ja laatua seurataan valuma-alueiden laskupuroihin rakennetuilla padoilla. Valuma mitataan automaattisilla limnigrafeilla.



Kuva 1. Valuma-alueet

Valuma-alueet on jaettu puustoltaan, pintakasvillisuudeltaan ja maaperältään yhtenäisiin metsikkökuvioihin. Merkittävimmille kuvioille on perustettu pysyvät koealat, joilla seurataan maaperän ravinnetunnuksia ja puuston kehitystä. Koealoilta on mitattu tärkeimmät puuston määrää ja laatua kuvaavat tunnuksat. Maaperästä on selvitetty mm. happamuus, ravinnevarat ja kasveille käyttökelpoiset ravinteet sekä horisonteittain että eri syvyyksiltä. Kangasvaaraan perustetuille intensiivikoealoille on keskitetty tarkat kasvillisuuden biomassa- ja ravinnemittaukset sekä maaperän fysikaalisten tunnuksien ja ravinnetunnuksien muutoksia koskevat mittaukset. Intensiivikoealoilta selvitetään mm. pintakasvillisuuteen ja puustoon sitoutuneet ravinnemäärät, vuosittaiset ravinnesyklit, mm. kariketuotanto ja hajotusaktiiviteetti, sekä metsikköön tulleet ja siitä poistuneet ravinteet.

Sadannan laadun ja määrän lisäksi mitataan myös muita ympäristömuuttujia. Kangasvaaran ja Iso-Kauhean valuma-alueiden välittömässä läheisyydessä aukealla paikalla seurataan ympäri vuoden, automaattisten sääasemien avulla, myös säteilyä, ilman kosteutta, tuulen nopeutta sekä ilman ja maan lämpötilaa eri korkeuksilla, näiden mitattujen tunnuksien avulla voidaan estimoida uusia tunnuksia, kuten esim. haihduntaa. Metsikkölämpötiloja maasta ja ilmasta seurataan myös intensiivikoealoilla ja roudan mittauksia varten on valuma-alueille pystytetty routaputkia.

Päätulokset tutkimuksesta saadaan 3 - 5 vuoden kuluttua toimenpiteen jälkeen eli 1990-luvun loppupuolella. Väliraportteja saadaan jo aikaisemmin. Lisäksi ennen toimenpiteitä julkaistaan selvityksiä valuma-alueiden maaperästä ja puustosta sekä raportteja kalibrointikauden mittauksista. Tulokset koostuvat ekosysteemin eri osissa tapahtuvia muutoksia kuvaavista osaraporteista, joiden tuloksia käytetään valuma-alueiden vesi- ja ravinnetaseita kuvaavan mallin rakentamiseen. Tutkimustulosten perusteella saadaan tietoa luonnontilaisten metsikköjen vesi- ja ravinnekierrosta sekä metsänkäsittelyn vaikutuksista niihin. Hakkuun jälkeisten tulosten perusteella voidaan tämentää metsänuudistamisen toimenpideohjeita mm. vesistöhaittojen vähentämiseksi.

KIRJALLISUUS

- Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja -sarja A 45. 122 s.
- Heikurainen, L. 1967. Hakkuun vaikutus ojitettujen soiden vesitalouteen. Acta For. Fenn. 82(2):1-45.
- Heikurainen, L. & Päivänen, J. 1970. The effect of thinning, clear cutting and fertilization on the hydrology of peatland drained for forestry. Acta For. Fenn. 104. 23 s.
- Järvinen, O. & Vänni, T. 1990. Bulk deposition chemistry in Finland. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. ss. 151-165.
- Komiteanmietintö, 1987. Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintö. Maa- ja metsätalousministeriö. Komiteanmietintö 1987: 62. 344 s.
- Kurimo, H., Latja, A. & Antikainen, K. 1985. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset biotooppien mikroilmastoon sekä maan pintakerroksen lämpö- ja kosteusoloihin. Vesihallituksen monistesarja, nro 369:43-62.
- Lee, R. 1980. Forest hydrology. Columbia University Press. New York. 349 s.

Metsätilastollinen vuosikirja, 1992. Folia Forestalia 790. Helsinki. 281 s.

Mustonen, S. 1965. Meteorologisten ja aluetekijöiden vaikutuksesta valuntaan. Maa- ja vesitek-nillisiä tutkimuksia 12. 109 s.

Päivänen, J. 1982. Hakkuun ja lannoituksen vaikutus vanhan metsäojitusalueen vesitalouteen. Folia For. 516. 19 s.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19(2):95-107.

Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) 1993. Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta. METVE-projektin väliraportit. 1993. (käsikirjoitus).

Seuna, P. 1985. Metsätalouden hydrologiset vaikutukset Nurmestutkimuksen valossa. Vesihallituksen monistesarja, nro 369:23-32.

Sovellettu hydrologia, 1986. Seppo Mustonen (toim.). Vesiyhdistys r.y. 503 s.

Viljanen, M. 1989. Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus veden ja ravinteiden kiertoon metsäekosysteemeissä. Moniste. 22 s.

Timo Pukkala

METSÄMAISEMA METSÄSUUNNITELUSSA

1 JOHDANTO

Metsänomistajat ja metsäammattilaiset ovat vastuussa Suomen tärkeimmän teollisuudenhaaran raaka-ainehuollosta. Kysymyksessä on metsäteollisuus, sen raaka-aine on puu, ja raaka-aineen lähde on metsä. Suomessa metsä on kuitenkin paljon muutakin kuin teollisuuspuun lähde. Metsä on suomalaisen maiseman ja suomalaisen luonnon keskeisin elementti. Metsäammattilaiset ovat Suomen kansallismaiseman pääarkkitehtejä ja Suomen luonnon monimuotoisuuden säilymisen avainhenkilöitä.

Metsien merkitys maisemaelementtinä, virkistysarvojen tuottajana ja luonnon monimuotoisuuden säilyttäjänä on viime aikoina korostunut. Muutos on osittain seurausta yleisestä ympäristötietoisuuden lisääntymisestä, mutta osittain luonnollista käyttäytymistä ilman sen kummempia arvostusten muutoksia. Kun metsänomistajakunta vaurastuu, metsätilat pienenevät ja puun hinta laskee, puunmyyntimarkkojen suhteellinen merkitys automaattisesti vähenee ja muut metsän tuottamat hyödykkeet astuvat etusijalle.

Metsään kohdistuvien odotusten muuttuminen asettaa metsäammattilaiset uusien haasteiden eteen: heidän on hallittava puuntuotannon lisäksi mm. maisema-arkkitehtuuri ja luonnonhoito. Käytännön ammattilaisten vastuulla on se, että puuntuotanto ei vahingoita luontoa tai maisemaa, metsäopetuksen tehtävänä opettaa metsäväelle ympäristöystävällistä metsänhoitoa, ja metsäntutkijoiden vastuulla on hankkia uutta tietoa ja kehittää metsätalouden menetelmiä.

Metsäsuunnittelun tutkijoiden yksi tehtävä on kehittää systeemejä, ns. päätöksenteon tukijärjestelmiä, joiden avulla voidaan tutkia toimintavaihtoehtojen seurauksia. Enää ei riitä, että järjestelmällä voidaan arvioida eri toimenpiteiden puuntuotannollisia seurauksia, vaan sillä on lisäksi pystyttävä ennustamaan ja havainnollistamaan metsänkäsittelyn vaikutusta tulevaisuuden maisemaan, riistan elinympäristöön, luonnon monimuotoisuuteen, jne.

Joensuun yliopiston metsätieteellisen tiedekunnan ja Metsäntutkimuslaitoksen Joensuun tutkimusaseman yhteistyönä kehitetään mittareita ja välineitä metsätalouden muiden kuin puuntuotannollisten vaikutusten arvioimiseksi. Kysymyksessä on uusi aihepiiri, minkä vuoksi monia eri ideoita ja lähestymistapoja on kokeiltavana. Tässä kirjoituksessa tarkastellaan mahdollisuuksia sisällyttää virkistysarvo metsätaloudelliseen päätöstukijärjestelmään. Jyrki Kangas tarkastelee omassa esityksessään eräitä muita viime aikoina kokeiltuja tai kehitettyjä monikäytön suunnitteluongelmien ratkaisukeinoja.

2 MONITAVOITTEINEN METSÄSUUNNITTELU

Oikeaoppisella metsäsuunnittelulla on kolme peruslähtökohtaa: ensimmäinen on metsänomistaja, toinen metsä ja kolmas yhteiskunta. Metsänomistaja asettaa metsälleen ja metsänsä käsittelylle tavoitteet, joihin suunnittelussa tulee pyrkiä. Metsä kasvupaikkoineen ja puustoineen on resurssi, joka mahdollistaa tuotannon. Yhteiskunta asettaa rajat, joiden puitteissa metsänomistaja voi toteuttaa omia päämääriään; metsänomistajan tavoitteet eivät saa olla liikaa ristiriidassa kansakunnan edun kanssa. Rajoitukset ovat vanhastaan liittyneet puuntuotantoon, mutta nykysuuntaus on selvästi kohti ympäristörajoitteita.

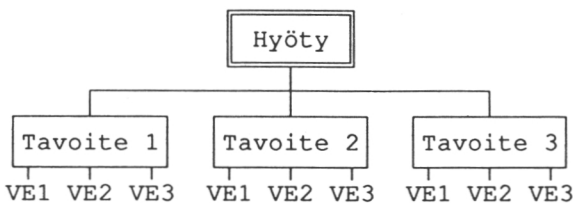
Käsittelyohjeet eivät kuulu metsäsuunnittelun välttämättömiin lähtökohtiin. Teoriassa ohjeet eivät milloinkaan voi parantaa metsäsuunnitelmaa, mutta ne voivat huonontaa sitä. Liian yksityiskohtaiset ohjeet kaventavat suunnittelun mahdollisuuksia ja saattavat jopa estää sen tyystin. Ohjeiden mukaisten toimenpiteiden rutiinomainen kirjaus toimenpide-ehdotukseksi ei ole suunnittelua, sillä suunnittelussa analysoidaan useita vaihtoehtoja asetettujen tavoitteiden kannalta. Jos ohjeita kuitenkin halutaan käyttää, ne olisi pyrittävä tekemään väljiksi ja joustaviksi. Ohjeet olisi ymmärrettävä paremminkin vihjeiksi kuin määräyksiksi, jotta asiakaslähtöiselle tavoitevetoiselle suunnittelulle jäisi tilaa.

Metsäsuunnittelu on nykyisin yleensä monitavoitteista. Monitavoitteisessa päätöksenteossa ajatellaan, että metsän tuottama hyöty riippuu useasta tavoitteesta eli kriteeristä (kuva 1). Tavoitteiden keskinäinen tärkeys voidaan selvittää tietyillä kyselytekniikoilla, esim. hyötyarvo-analyysillä (Nutzwertanalyse) tai analyyttisellä hierarkiaprosessilla (AHP). Vaihtoehtoiset suunnitelmat toteuttavat eri tavoin eri tavoitteita: suunnitelmien tuottamat osahyödyt vaihtelevat. Paras suunnitelma on se, jonka tuottama kokonaishyöty on suurin. Esim. kolmen tavoitteen tapauksessa suunnitelman tuottama kokonaishyöty (U) saadaan kaavasta

$$U = a_1u_1 + a_2u_2 + a_3u_3 \quad (1)$$

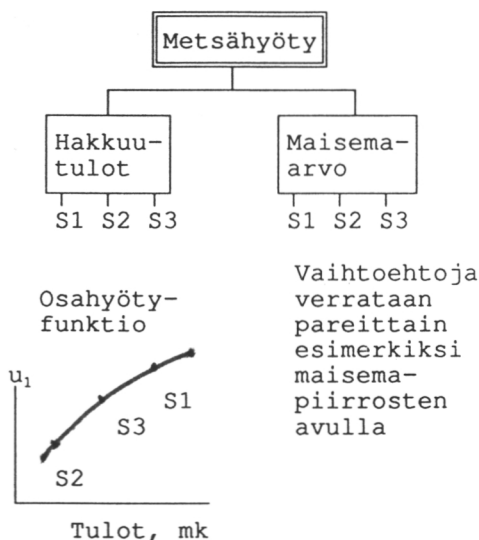
missä a_i on tavoitteen i suhteellinen tärkeys ja u_i osahyöty tavoitteesta i . Yhtälö (1) on esimerkki hyötyfunktioista, jonka avulla päätöksentekijän tavoitteet ja preferenssit voidaan ilmaista täsmällisesti.

Hyödyn laskemiseksi on tiedettävä suunnitelman tuottamat osahyödyt eri tavoitteista. Ne voidaan selvittää joko ennalta määrätyn osahyötyfunktion perusteella tai vertailemalla vaihtoehtoja pareittain keskenään kunkin tavoitemuuttujan suhteen (kuva 2). Pareittaisten vertailujen etu on se, että arvioinnissa voidaan käyttää mitä hyvänsä tietolähdettä, esimerkiksi havainnollistavia tietokonepiirroksia, teemakarttoja, asiantuntijan mielipiteitä ja "sisäistä tunnetta". Haittana on vertailujen suuritoisuus, minkä vuoksi vain muutamaa vaihtoehtoa voidaan tutkia. Osahyötyfunktion käyttö edellyttää, että tavoitetta on voitava kuvata numeerisesti. Etuna on se, että vertailut voidaan hoitaa numeerisella optimoinnilla: tietokoneohjelma pannaan etsimään kuvioiden käsittelyohjelmien yhdistelmistä se, joka antaa hyötyfunktiolle suurimman arvon.



Kuva 1. Monitavoitteisen päätöksenteon idea. Hyöty riippuu useasta tavoitteesta. Päätösvaihtoehdon (VE1, VE2 ja VE3) tuottama hyöty riippuu tavoitteiden keskinäisestä tärkeydestä sekä siitä, kuinka hyvin vaihtoehto toteuttaa eri tavoitteita (osahyödyistä).

Normaalitapauksessa kuvioiden käsittelyohjelmien yhdistelmiä on hyvin paljon. Kaikkien vaihtojen tutkiminen ilman numeerista optimointimenetelmää on sula mahdottomuus. Ilman optimointia suunnittelu on pitkälti hakuammuntaa: valitaan ensimmäinen mieleen tuleva tai ensimmäinen tyydyttävä suunnitelma. Sen jälkeen uskotaan ja toivotaan, että se on kaikkein paras.



Kuva 2. Esimerkki päätöksentekotilanteesta, jossa toinen tavoite on numeerinen, toinen ei. Suunnitelmavaihtoehtojen (S1, S2 ja S3) hyvyys riippuu hakkuutuloista ja tulevan metsän maisemallisesta kauneudesta. Tulojen tuottama osahyöty lasketaan numeerisesti osahyöty-funktiolla ja maiseman tuottama osahyöty vertaamalla vaihtoehtoja pareittain sanallista asteikkoa käyttäen.

Tämmöisestä toiveajattelusta päästään optimoinnilla. Optimoinnilla myös varmistutaan siitä, että suunnitelma johdetaan metsänomistajan tavoitteista, eikä ohjeenlaatijan tai suunnittelijan toiveista. Numeeristamisen suurin etu onkin juuri optimoinnin käyttömahdollisuus. Numerot ovat lisäksi yksiselitteisempiä kuin sanalliset ilmaukset. Sitä paitsi saattaa olla tilanteita tai koittaa aika, jolloin vain numeerinen mitta on hyväksyttävä, esim. toimenpiteen ympäristövaikutuksia arvioitaessa.

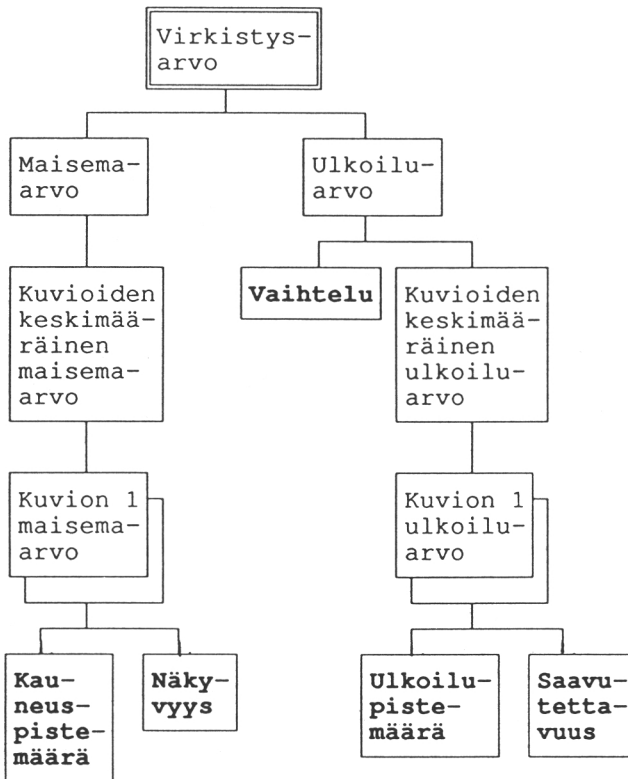
On siis useita syitä pyrkiä ennustamaan ja kuvaamaan numeerisesti asioita, joita on totuttu kuvailemaan verbaalisin keinoin. Yleensä numeeristaminen merkitsee samalla operationaalistusta: kyseinen tunnus voidaan sen jälkeen ottaa mukaan tarkasteluun. Numeeristamisen rajat on kuitenkin pidettävä mielessä: kaikkea ei kerta kaikkiaan voi kuvata numeroin. Tällaisessa tapauksessa suunnittelujärjestelmä voi tulla mittausongelmaa vastaan. Tunnuksia voidaan operationaalistaa niinkin, että järjestelmä muutetaan vähemmän vaativaksi niin, että vertailujen pohjaksi kelpaa sekä numeerinen ennuste että sanallinen arvio. Analyttinen hierarkiaprosessi on yksi keino muuttaa sanallinen arvio numeeriseksi hyödyksi.

3 VIRKISTYSARVON MITTAAMINEN

Puuntuotannon jälkeen toiseksi tärkein metsän tuottama hyödyke lienee virkistys. Virkistysarvo on läheisesti kytköksissä maisema- ja ulkoilu-arvoon. Metsätalouden suunnittelujärjestelmä voi havainnollistaa toimenpiteiden vaikutuksia metsäalueen virkistysarvoon kahdella tavalla. Ensimmäinen tapa perustuu tietokonegrafiikkaan: tietokoneen kuvaruudulla simuloidaan retkiä tulevaisuuden metsässä (Nousiainen ja Pukkala 1992). Toinen tapa on laskea numeerinen mittaluku metsäalueen virkistysarvolle (Pukkala ym. 1993).

Numeerisessa menetelmässä metsäalueen virkistysarvon ajatellaan koostuvan kahdesta osasta: maisema-arvosta ja ulkoilu-arvosta (kuva 3). Maisema-arvo lasketaan kuvioiden näkyvyyden ja kauneuden perusteella. Kuvion näkyvyys tiettyihin katselupisteisiin (esim. teille) lasketaan paikkatietojärjestelmällä ja kauneuspisteet metsikkötunnusten perusteella empiirisellä yhtälöllä. Kuvion maisema-arvo on näkyvyyden ja kauneuden tulo. Kauneuspisteet voidaan laskea joko ihmisten keskimääräisiä arvostuksia kuvaavalla yhtälöllä (Pukkala ym. 1988) tai metsänomistajakohteisella funktiolla (Kangas ym. 1993).

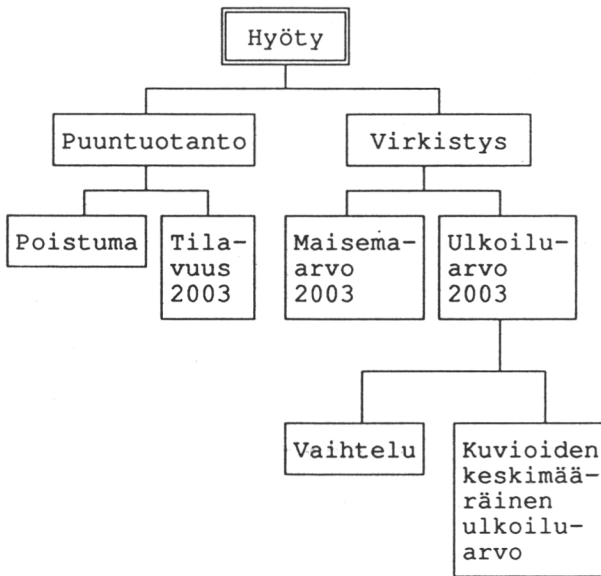
Metsäalueen ulkoilu-arvo riippuu yksittäisten metsiköiden keskimääräisestä ulkoilu-arvosta ja alueen vaihtelevuudesta (kuva 3). Yhden metsikön ulkoilu-arvo riippuu metsikön saavutettavuudesta ja sen ulkoilupistemäärästä (ulkoiluvetovoimasta). Saavutettavuus lasketaan paikkatietojärjestelmällä ja se riippuu mm. etäisyydestä teihin, polkuihin ja vesistöihin. Ulkoilupistemäärä lasketaan empiirisellä yhtälöllä metsikkötunnusten avulla (Pukkala ym. 1988). Vaihtelevuus on kytköksissä sellaisen kuvionrajan kokonaispituuteen, joka erottaa toisistaan kaksi selvästi erilaista kuviota (esim. metsiköiden keskipituus on selvästi erilainen).



Kuva 3. Metsäalueen virkistysarvon operationaalinen määritelmä. Virkistysarvon laskemiseksi on tiedettävä metsiköiden välinen vaihtelu sekä yksittäisten kuvioiden kauneuspistemäärä, näkyvyys, ulkoilupistemäärä ja saavutettavuus (lihavoidut tunnuksat). Kauneus- ja ulkoilupistemäärä voidaan ennustaa metsikkötunnuksista. Vaihtelu, näkyvyys ja saavutettavuus lasketaan paikkatietojärjestelmällä.

4 TAPAUSTUTKIMUS

Virkistysarvon laskentamenetelmän toimivuutta on kokeiltu Kolilla sijaitsevassa 150 hehtaarin kuvitteellisessa metsälössä. Metsänomistajan hyödyn oletettiin riippuvan puuntuotannosta ja virkistysarvosta (kuva 4). Puuntuotannon tuottama hyöty riippui kahdesta osatavoitteesta (alakriteeristä): suunnittelukauden poistumasta ja jäävän puuston tilavuudesta. Virkistysarvo riippui eri tekijöistä kuvan 3 määritelmän mukaisesti.



Kuva 4. Hyötyyn vaikuttavat tekijät tapaustutkimuksen suunnitteluesimerkissä. Metsäalueen maisema-arvo ja kuvioden keskimääräinen ulkoilu-arvo määräytyvät kuvioden puuston, näkyvyyden ja saavutettavuuden perusteella.

Hyötyyn vaikuttavien tekijöiden pareittaiset vertailut tuottivat seuraavan funktion, jossa hyöty on ilmaistu niiden metsäalueen tunnusten funktiona, joiden alapuolella ei ole subjektiivisesti arvioitavia alakriteereitä:

$$\begin{aligned}
 \text{Hyöty} = & 0.200 \times u(\text{Tilavuus 2003}) \\
 & + 0.250 \times u(\text{Poistuma 1993 - 2002}) \\
 & + 0.200 \times u(\text{Maisema-arvo 2003}) \\
 & + 0.175 \times u(\text{Keskimääräinen ulkoilu-arvo 2003}) \\
 & + 0.175 \times u(\text{Vaihtelu 2003})
 \end{aligned}$$

(2)

Alueen 117 metsikkökuviolle simuloitiin yhteensä 309 käsittelyohjelmaa tulevaksi 10-vuotiskaudeksi (Pukkala 1993). Jokaiselle ohjelmalle laskettiin tavanomaisten metsikkötunnusten lisäksi loppupuuston kauneus- ja ulkoilupistemäärä (Pukkala ym. 1988). Kuvioden käsittelyohjelmista etsittiin hyötyfunktion (2) maksimoiva yhdistelmä (suunnitelma 1) HERO-nimisellä optimointimenetelmällä (Pukkala ja Kangas 1993). HERO-optimoinnissa tavoitemuuttujana voidaan summa- ja keskiarvotunnusten lisäksi käyttää vaihtelevuutta, kuvionrajan pituutta tai jotain muuta tunnusta, joka riippuu metsiköiden keskinäisestä sijainnista.

Suunnittelumenetelmien vertailemiseksi laadittiin kaksi muuta suunnitelmaa. Ensimmäisessä niistä (suunnitelma 2) oli vain kaksi tavoitetta: poistuma ja loppupuuston tilavuus. Suunnitelma vastaa sellaisella järjestelmällä tuotettua optimisuunnitelmaa, jossa ei ole mukana muita kuin puuntuotantoon liittyviä tunnuksia. Suunnitelma 3 laadittiin ilman vaihtelutavoitetta. Se vastaa parasta suunnitelmaa sellaisella järjestelmällä, joka kyllä laskee kuviolle maisema- ja ulkoilupistemäärän, mutta optimointimenetelmä (esimerkiksi lineaarinen ohjelmointi) ei salli vaihtelevuuden kaltaisia spatiaalisia tavoitemuuttujia.

Poistuman ja jäävän puuston tilavuus olivat samaa suuruusluokkaa kaikissa suunnitelmissa (taulukko 1). Metsäalueen maisema-arvo ja kuvioden keskimääräinen ulkoilu-arvo olivat heikoimmat suunnitelmassa 2, joka perustui pelkästään puuntuotannollisiin tavoitteisiin. Selvää kuvionrajaa (naapurikuvioden keskipituusero > 7 m) oli eniten suunnitelmassa 1, jossa hyöty riippui yhtälön (2) mukaisesti 17.5-prosenttisesti metsäalueen vaihtelevuudesta. Vaikka kuvioden keskimääräinen maisema- ja ulkoilu-arvo olivatkin parhaat suunnitelmassa 3, oli suunnitelma 1 kuitenkin kokonaisuutena 4 %-yksikköä parempi. Suunnitelman 3 toteutus johtaa metsälöön, jonka metsiköt ovat kauniita ja ulkoiluun sopivia, mutta vaihtelu puuttuu. Toteutettaessa suunnitelma 2, jossa virkistysarvoon ei ole pyritty millään tavoin, metsä tuottaa metsänomistajalle vain 90% suunnitelman 1 mahdollistamasta hyödystä.

Taulukko 1. Tietoa tapaustutkimuksen vaihtoehtoisista suunnitelmista. Eri suunnitelmien mahdollistama suhteellinen hyöty (alin rivi) on laskettu yhtälöllä 2.

Tunnus	Suunnitelma		
	1	2	3
Tilavuus 2003, m ³	12727	12798	12907
Poistuma 1993-2002, m ³	9633	9507	9603
Maisema-arvo 2003	6.4	6.1	6.8
Keskimääräinen ulkoilu-arvo 2003	5.5	5.0	5.7
Selvän kuvionrajan pituus, km	16.2	10.9	11.4
Harvennuspinta-ala, ha	60	23	59
Luontainen uudistaminen, ha	8	34	29
Avohakkuuala, ha	20	19	3
Suhteellinen hyöty, %	100	90	96

5 TARKASTELUA

Virkistysarvon laskennassa tarvitaan paikkatietojärjestelmä, mutta ei uusia mittauksia maastossa. Koska virkistysarvon mittaluku on numeerinen, sitä voidaan käyttää optimoinnin tavoitemuuttujana. Lineaarinen optimointi tosin ei tule kysymykseen, koska vaihtelevuutta ei voi sisällyttää lineaarisen ohjelmoinnin tehtävänmuotoiluun. Virkistysarvon laskentamenetelmän toimivuutta

ja sen vaikutuksia suunnitelman ominaisuuksiin onkin kokeiltu uudella HERO-nimisellä monitavoitteisen optimoinnin menetelmällä, josta puuttuvat LP:n suhteellisuus- ja yhteenlaskettavuusrajoitukset.

Kokeilujen päätulos oli, että menetelmä toimii teknisesti moitteettomasti, ja että virkistysarvon vaikutus toimenpiteiden valintaan on odotetunlainen. Jos hyvä virkistysarvo on yksi metsänkäsittelyn tavoite, optimointimenetelmä pyrkii sijoittamaan maisemaa ja ulkoiluarvoa heikentävät hakkuut syrjäisiin kolkkiin ja suosimaan luontaista uudistamista esim. teiden ja vesistöjen lähellä. Vaihtelevuuden säilymiseksi suunnittelumenetelmä ei helposti esitä laajoja yhtenäisiä hakkuita. Virkistysarvo ei välttämättä merkitse avohakkuun vähenemistä; sitä saatetaan jopa suosia, jos sen avulla saadaan vaihtelua yhtenäiseen varttuneeseen metsään. Tehdyt laskelmat myös osoittavat, että puuntuotanto ja virkistys ovat melko hyvin yhteensovitettavissa.

Virkistysarvon laskeminen saattaa tuntua monivaiheiselta ja työläältä. Jos laskenta-algoritmi kuitenkin rakennetaan osaksi suunnittelujärjestelmää, analyysistä selvittää napin painalluksella tai vieläkin vähemmällä. Tietokoneiden aikakaudella ei tarvitse huolestua analyysin konstikkuudesta ja laskennan suuresta määrästä. Sitä vastoin on tärkeää pitää huolta siitä, että järjestelmän käyttö on mutkatonta ja helppoa; mutkikkuus on kätkeytyvä tietokoneen uumeniin.

Metsäalueen virkistysarvon laskemismenetelmä on tietenkin vain osittainen kuvaus mutkikkaasta asiasta. Osakuvauskin on onneksi hyödyllinen, jos se on oikeansuuntainen. Menetelmien kehittämisessä ollaan vielä alkutaipaleella, minkä vuoksi ne paranevat pitkin harppauksin. Vaikka lopullista päätöstä ei aina voikaan perustaa yksinomaan optimointiin ja tietokoneen laskemiin numeroihin, niiden avulla ehkä saadaan tuotetuksi muutama hyvä ehdokas, jotka lopullisessa valinnassa pannaan tarkempaan syyniin. Sitä paitsi uusi menetelmä ei estä vanhojen käyttöä, vaan tuo pelkästään lisävalaisua asiaan. Uusia menetelmiä käyttämällä ei häviä mitään, mutta niiden avulla voi voittaa.

Metsänkäsittelyn uusia tavoitteita ovat mm. riistan elinympäristön, virkistysarvon ja luonnon monimuotoisuuden vaaliminen. Ne ovat keskenään varsin erilaisia, mutta suunnittelujärjestelmien kehittämisen kannalta niillä on kuitenkin paljon yhteistä. Niiden numeeristaminen edellyttää paikkatietoanalyysejä, jota perinteisessä pitkän ja keskipitkän ajan puuntuotannon suunnittelussa ei ole tarvittu. Toinen yhteinen piirre on, että metsätalouden suunnittelijoiden vanha konsti, lineaarinen optimointi, ei ole riittävä suunnitelman koostamismenetelmä, jos pyritään monimuotoisuuteen, virkistykseen ja hyviin riistamaihin.

Metsän tuottama hyöty ei riipu siitä, millaisia laskelmia tehdään, vaan siitä mitä metsässä tehdään. Suunnittelulaskelmat pelkästään neuvovat olemaan oikeassa paikassa oikeaan aikaan. Hyvä metsänhoito edellyttää hyvän suunnittelun lisäksi mallikasta toteutusta. Koska suunnittelulaskelmissa ei ole mukana kaikkia metsäluonnon yksityiskohtia, on toteutuksessa vielä tarkkaan tutkittava kyseisen paikan erityispiirteitä. Pienillä toteutusvaiheen teoilla tai tekemättä jättämisillä saattaa olla suuri merkitys.

Metsäammattilaiset ovat perinteitä kannattava ja muutoksia vastustava ammattikunta. Monikäyttöä, ympäristönhoitoa ja luonnonhoitoakin on vastustettu pitkään ja sitkeästi. Vastustava asenne on kuitenkin lopulta muuttunut perinpohjaisesti ja metsäammattilaiset etsivät jo omaaloitteisesti ympäristöystävällisempää linjaa. Vaarana on, että tuloksena olevia "ympäristöystävällisiä metsänhoito-ohjeita" tai "luonnonhoito-ohjeita" tulkitaan yhtä tinkimättömästi kuin perinteisiä metsänhoitosuosituksia.

Määräilevä yksioikoinen asenne ympäristönhoidossa olisi turmioksi metsäammattikunnan maineelle ja haitaksi metsäluonnolle. Jos metsänomistaja määrätään rauhoittamaan vaikkapa

valkoselkätikan pesäpuu, hän todennäköisesti kaataa sen. Syynä on epäluulo virkavaltaa kohtaan: kokemus on osoittanut, että kansallisesti tärkeä metsänomistajan omaisuus muuttuukin helposti kansallisomaisuudeksi. Hävityksen syy on epäluulo, eikä suinkaan metsänomistajan viha valkoselkätikkää kohtaan. Epäluulon aiheuttaja on viranomainen, joka siis on syyllinen pesäpuun kaatoon.

Valtaosa metsänomistajista tähtää edelleen lähinnä taloudellisiin päämääriin, tosin ehkä tajuamatta, että ympäristöystävällisyys on nykyisin taloudellisesti viisasta. Lopputuloksen kannalta on parempi ottaa ohjeet vihjeinä ja keskittyä ohjeiden tiukan noudattamisen sijasta metsänomistajan tavoitteiden ajamiseen. Ympäristöystävällistä metsänhoitoa saadaan parhaiten asiakasystävällisellä suunnittelulla. Keinot siihen alkavat olla olemassa, ja nyt tarvitaan valmiuksia niiden käyttöön.

Metsätalouden vaikutusten arviointi on tulossa monipuolisemmaksi ja yhä useammin pakolliseksi. Suomenkin metsätaloudelle saatetaan asettaa kansainvälisen suuntauksen mukaisesti hyväksyttävän ympäristömuutoksen rajat (Limits of Acceptable Change eli LAC). Muutoksen mittaamiseksi tarvitaan välttämättä numeerisia mittareita, joista tässä artikkelissa esitetty virkistysarvo on yksi esimerkki.

KIRJALLISUUS

- Kangas, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993. A method for estimating forest landowner's landscape preferences. *Scand. J. For. Res.* 8. (painossa)
- Nousiainen, I. & Pukkala, T. 1992. Use of computer graphics for predicting the amenity of forest trails. *Silva Fenn.* 26(4): 241-249.
- Pukkala, T. 1993. MONSU - Monikäytön suunnitteluohjelma. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. *Moniste.* 42 s.
- Pukkala, T., Kellomäki, S. & Mustonen, E. 1988. Prediction of the amenity of a tree stand. *Scand. J. For. Res.* 3: 533-544.
- Pukkala, T. & Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest management planning. *Scand. J. For. Res.* 8. (painossa)
- Pukkala, T., Nuutinen, T. & Kangas, J. 1993. Integrating the amenity of forest area into numerical forest planning. *Käsikirjoitus Joensuun yliopistossa.*

Arto Naskali

LUONNON MONIMUOTOISUUDEN TALOUDELLINEN ARVOTTAMINEN

1 JOHDANTO

Luonnon monimuotoisuus eli biodiversiteetti on noussut luonnonsuojelukeskustelun pääteemaksi. Aihe oli esillä Rio de Janeirossa viime vuonna pidetyssä YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssissa (Unced), jossa allekirjoitettiin kansainvälinen luonnon monimuotoisuuden suojelusopimus. Euroopan maiden metsäministerit kokoontuvat puolestaan kesäkuussa (1993) Helsinkiin allekirjoittamaan sopimusta metsien kestävästä käytöstä yleisperiaatteista ja metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttämisestä. Luonnon monimuotoisuuden vähenemisen seuraukset koskettavat kaikkia maita, joten jokaisen maan on kannettava oma vastuunsa.

Metsäisenä maana Suomen on huolehdittava metsäluontonsa suojelusta. On arvioitu, että lähes puolet maamme uhanalaisista lajeista elää metsissä. Näiden lajien uhanalaisuus johtuu metsien käsittelystä. Vaikka metsien hävittämisestä ei voida puhua, on metsäluontomme nopeasti yksipuolistunut. Metsätalouden toimenpitein on vähennetty monimuotoisuutta niin geneettisellä, lajistollisella kuin ekosysteemienkin tasolla.¹ Luonnon monimuotoisuutta on kuitenkin vaikea määrittellä täsmällisesti ja käsite on usein liitetty vain uhanalaisten lajien esiintymiseen.² Käsitteen epämääräisyys antaa mahdollisuuksia moniin erilaisiin tulkintoihin ja käytännön toimenpiteisiin.

Luonnonsuojelun yhteydessä ei voida sivuuttaa taloudellisia kysymyksiä. Suojelu aiheuttaa kustannuksia mm. menetettävänä hyötyinä. On poliittisestikin tärkeää varmistua siitä, että suojeluhuodyt peittävät kustannukset. Taloudellista tutkimustietoa ei kuitenkaan ole käytetty mm. suojelualuekiistojen yhteydessä. Alueiden käytöstä päätettäessä aineettomat arvot usein unohtuvat lähes kokonaan, koska niillä ei ole hintoja, joiden avulla niitä voitaisiin verrata kaupallisten tuotteiden arvoihin. Tällöin luontoa suojellaan (tai ulkoilumahdollisuuksia tarjotaan) liian vähän. Jos päätöksenteon yhteydessä aineettomia ympäristöhyötyjä ei arvoteta eksplisiittisesti, ne arvotetaan implisiittisesti. Päätöksentekijät eivät välttämättä edes huomaa tekevänsä tällaisia implisiittisiä arvostuksia käyttäessään epäjohdonmukaista hintajoukkoa. Niinpä aineellisten ja aineettomien hyötyjen yhteismitallistaminen tulee tarpeelliseksi. Markkinattomien ympäristöhyödykkeiden ja palvelusten marginaalisia arvoja tai hintoja on syytä tuntea, jotta kustannuksia ja hyötyjä voidaan verrata keskenään.³

¹ Geneettinen monimuotoisuus liittyy lajien perinnölliseen ainekseen ja sen muunteluun. Lajistollinen monimuotoisuus merkitsee lajirunsausta ja ekosysteemien monimuotoisuus tarkoittaa luonnon toiminnallista ja rakenteellista vaihtelevuutta.

² Kansainvälisessä monimuotoisuuden suojelusopimuksessa biodiversiteetti määritellään seuraavasti: "Biological diversity means the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems." (Convention on Biological Diversity, 5 June 1992, Article 2).

³ Ympäristöhyödykkeet ovat yleensä julkishyödykkeitä tai epätäydellisiä yksityishyödykkeitä. Puhtaat julkishyödykkeet eroavat yksityishyödykkeistä kahdella tavalla: 1) samaa julkishyödykettä voivat käyttää monet yhtäaikaan ja 2) kun julkishyödyke on tarjottu jollekulle, on mahdotonta tai kallista sulkea muita käyttämästä sitä tai saamasta siitä hyötyä. Puhtaisiin julkishyödykkeisiin ei ole omistusoikeutta. Niistä ei käydä kauppaa kilpailumarkkinoilla, joten niillä ei ole markkinahintaakaan.

Tällaisia arvoja tarvitaan esimerkiksi yhteiskunnallisesti "oikeiden" ympäristöpoliittisten tavoitteiden muodostamiseksi. Niitä tarvitaan myös kustannus-hyötyanalyysissä ratkaistaessa yhteiskunnallisesti halutuin säädökset tai projektit. Rahamittojen kehittäminen aineettomille arvoille on lisäksi käyttökelpoinen tapa lähestyä monikäyttömetsätalouden suunnittelun mittaongelmia. Markkinattomien hyödykkeiden marginaalista arvoa voidaan mitata niiden määrän tai laadun muutoksiin liittyvällä aggregoidulla maksuhalukkuudella (WTP) tai hyväksymishalukkuudella (WTA). Tällaisten ns. rahamittojen käyttö on teoreettisesti perusteltu tapa paljastaa preferenssejä. Preferenssitutkimusten avulla päätöksentekijät voivat tehdä informoituja päätöksiä.

Implisiittisen arvottamisen merkittävä mielivaltaisen hintajoukon käyttöä, on varmasti parempi käyttää olemassaolevia eksplisiittisiä arvottamismenetelmiä johdonmukaisen hintajoukon muodostamiseksi. Ympäristöpolitiikan muotoilussa ja ympäristöön vaikuttavassa päätöksenteossa ympäristötaloustieteen mahdollisuuksia on vielä käytetty varsin vähän hyväksi. Silti taloustieteen lakien on sanottu soveltuvan luonnon monimuotoisuuteenkin. Kaikkea ei voida suojella suurten kustannusten vuoksi. Mutta kaikkea ei myöskään voi jättää suojelematta samasta syystä. Professori Martin Weitzman (1992) Harvardin yliopistosta toteaa, että monimuotoisuuden suhteen ei ole olemassa ns. "ilmaisia lounaita". Valintoja joudutaan siis tekemään, ainakin toistaiseksi.

Jos luonnon monimuotoisuuden säilyminen nykyisessä muodossaan olisi kuitenkin ihmiselämän jatkumisen kannalta välttämätön asia, niin mitään valinnanvaraa eikä monimuotoisuuden arvottamisen tarvetta ei olisi. Ihmiskunnan välitön etu vaatisi ehdotonta suojelua. Toisaalta suojelun kustannukset voivat osoittautua vähäisiksi, esim. monimuotoisuuden vähenemisen johtuessa pelkästä huolimattomuudesta. Tällöinkään merkittävien suojeluhyötyjen osoittaminen ei olisi tarpeellista, vaan valinnat olisi helppo tehdä (Randall 1993). Kumpikaan näistä tilanteista ei kuvaa sitä todellisuutta, jossa nyt elämme. Tehtävien ratkaisujen perustelemiseksi on löydettävä selkeitä päätöskriteereitä.

Tällaiseen päätöstilanteeseen sisältyy suuri epävarmuus tapahtuvien muutosten pitkän aikavälin ekologisista seurauksista sekä tulevaisuuden teknisistä mahdollisuuksista. Tämän lisäksi ovat edessä luonnonvarojen loppuunkäytön etiikkaan liittyvät ongelmat. Yhteiskunnan tehdessä tuleviin sukupolviin vaikuttavia valintoja on tarkoin otettava huomioon valintojen eettiset ulottuvuudet. Niinpä lajien ja sukupuuttoon kuoleminen tulevaisuuden seurauksia ei voida täydellisesti tuntea eikä näitä seurauksia voida jättää eettisesti arvioimatta (Perrings 1992). Eettiset teoriat eivät kuitenkaan anna valmiita ratkaisuja sukupolvien välisiin oikeudenmukaisuusongelmiin. Koska luonnonsuojelun perusteleva on joskus vaikeaa, on apua alettu etsiä myös ei-ihmiskeskeisistä lähestymistavoista.

Lajien ja ekosysteemien säilyminen elämää ylläpitävän järjestelmän osina ja tulevaisuuden hyvinvoinnin lähteinä merkitsee paljon myös ns. kestäväälle kehitykselle. Silti luonnon monimuotoisuuden yhteiskunnallista merkitystä ja häviämisen yhteiskunnallisia vaikutuksia tunnetaan vielä aika lailla huonosti. Tällaisten asioiden selvittämiseksi tarvitaan monitieteistä tarkastelua. Myös taloustieteilijöiden on osallistuttava aiheesta käytävään keskusteluun omilla näkökulmillaan. Mahdollisuudet tähän ovatkin tänä päivänä hyvät, sillä ns. ympäristötaloustieteen teoria ja menetelmät ovat kehittyneet kolmen viime vuosikymmenen aikana valtavasti. Taloudellisessa mielessä luonnon monimuotoisuus ei kuitenkaan ole tavoite sinänsä, vaan se on yhteiskunnallisen hyvinvoinnin lähde. Luontoa suojelemalla eli luontoon investoimalla ylläpidetään hyvinvoinnin edellytyksiä kauas tulevaisuuteen.

2 ARVON OLEMASSAOLON PERUSTEET

Julkisissa resurssiallokaatioissa käytettävät arvot voivat perustua joko 1) yksilöllisiin preferensseihin, 2) kollektiivisiin preferensseihin tai 3) ne ovat ns. itseisarvoja. (Pearce & Turner 1990). Ensinmainitussa arvo perustuu inhimillisen subjektin (arvottajan) ja objektin (esineen tai asian) väliseen vuorovaikutukseen. Arvo ei tällöin perustu pelkästään subjektin käsitykseen objektista yleensä eikä johonkin objektin ominaisuuteen, vaan subjektin jossakin arvottamistilanteessa objektiin liittämään preferenssiin. Brown (1984) onkin erottanut käsitteet "held" -arvo ja "assigned" -arvo. Ensinmainittu on henkilön hyväksymä käsitys tai ajatus tietystä objektista, kun taas jälkimmäinen on henkilön näkemys tuon objektin merkityksestä suhteessa muihin objekteihin. "Held" -arvot säätelevät preferenssejä, jotka antavat esineille suhteelliset "assigned" -arvot. "Held" -arvot ovat siten preferenssien perusta ja "assigned" -arvot preferenssien tulos. Jokaisella esineellä tai asialla on joukko "assigned" -arvoja, sillä arvottajien "held" -arvojen sekä erilaisten arvottamistilanteiden välillä voi olla suuria eroja. Arvo ilmaisee tässä tapauksessa objektiin suhteellisen merkityksen yksilölle tai ryhmälle tietyssä tilanteessa, joten se ei ole absoluuttinen. Markkinahinnat ovat tunnetuin esimerkki "assigned" -arvoista.

Viimeaikaisessa ympäristöeettisessä keskustelussa on kuitenkin korostettu yksilöpreferensseihin perustuvia lähestymistapoja täydentäviä tai niitä kokonaan korvaavia arvon mittaamisen keinoja. Velvollisuus luonnon säilyttämiseen tulisi tämän mukaan perustella paremmin kuin vain viittaamalla alati vaihtuviin tarpeisiin ja mielihaluihin. Preferenssipohjaisten järjestelmien sopivuus on jopa kokonaan kyseenalaistettu osoittamalla vallitsevat preferenssit ympäristöongelmien lähtökohdaksi. Ratkaisuja on tällöin etsittävä preferenssien rajoittamisesta ja muuttamisesta. Yksilöt tuntevat esimerkiksi ekologisia kytkentöjä huonosti, joten ei ole välttämättä lainkaan perusteltua johtaa luonnon monimuotoisuuden yhteiskunnallista arvoa yksityisistä arvostuksista. Relevanteiksi nousevat kysymykset mm. yksilön ja yhteisön välisestä suhteesta sekä nykypolven vastuusta tulevia sukupolvia kohtaan.

Voidaankin puhua kollektiivisiin preferensseihin perustuvista arvoista, jotka saavat ilmaisunsa esimerkiksi sosiaalisissa normeissa. Kollektiivisesta näkökulmasta katsoen arvot kyllä löytyvät inhimilliseltä alueelta, mutta ne eivät perustu vain ihmisten välittömiin preferensseihin. Ihmisillä voi myös olla ns. harkittuja kollektiivisia preferenssejä ihmisyyteen jäsenenä. Tällöin heillä olisi yhtäaikaan sekä kollektiivisia että yksityisiä preferenssejä. Poliitiikan tulisi kuitenkin rakentua sosiaalisiin normeihin, joita ihmiset hyväksyvät yhteisön jäsenenä. Kollektiiviset preferenssit perustuvatkin mielipiteisiin ja uskomuksiin siitä, miten asioiden pitäisi olla ilman välitöntä yhteyttä yksilöiden henkilökohtaiseen hyvinvointiin. Sukupolvien välisistä ulkoisvaikutuksista johtuen yhteiskuntien on nimittäin tehtävä selvästi kollektiivisia päätöksiä ainakin jakaessaan resursseja sukupolvien kesken. Ihmiset voivat tuntea vastuuta tulevista sukupolvista ja haluta tämän vastuuntuntonsa heijastuvan poliittisissa päätöksissä, vaikka tuo vastuu ei näkyisikään heidän lyhytnäköisissä yksityisissä valinnoissaan.

Luonnonsuojelun perustelua on haettu myös ei-ihmiskeskeisistä lähestymistavoista. Tällöin on puhuttu joko funktionaalisesta ekologisesta arvosta tai luonnon itseisarvosta. Kuitenkin funktionaalinen ekologinen arvo voidaan nähdä myös ihmiskeskeisesti välineellisenä arvona, jolloin se tavalla tai toisella heijastuu joko yksilöllisissä tai kollektiivisissa preferensseissä. Etiikan piirissä on kuitenkin keskusteltu viime vuosina vilkkaasti kysymyksestä, onko luonnolla itseisarvo. Luonnolla voi nimittäin olla itseisarvonsa, vaikka yhtään ihmistä ei olisi olemassa.

Erityisesti ns. syväekologit puolustavat tällaista näkemystä, jossa luonnon ekologisia funktioita ja potentiaaleja pidetään sellaisenaan itseisarvojen lähteenä. Kaikilla lajeilla on tämän mukaan oikeus pysyvään olemassaoloon riippumatta välineellisestä arvostaan ihmiselle. Kysymyksessä on kahta ensinmainittua arvon määräytymisen perustelua huomattavasti radikaalimpi käsitys.

Regan (1981) erottaa toisistaan käsitteet ympäristön etiikka ja ympäristön käytön etiikka. Ainoastaan ensinmainittu on hänen mielestään ympäristöetiikkaa. Hän näet katsoo teoreettisen ympäristöetiikan päätehtäväksi kokonaan ei-ihmiskeskeisen arvoteorian luomisen. Tällainen arvoteoria pystyisi osoittamaan itseisarvon ihmisen lisäksi myös muille olioille. Siinä perusteltaisiin näkemystä, jonka mukaan luonto on arvokas itsessään. Kysymys luonnon itseisarvosta on noussut esiin erityisesti siksi, että tavanomaisten moraaliteorioiden, joissa tarkastellaan pelkästään ihmisten välisiä suhteita, ei katsota riittävän luonnonsuojelun perusteleminen. Teoreettinen ympäristöetiikka on siten perinteisen etiikan teorian kritiikkiä (Callicott 1984). Ympäristöetiikan mukaan luontoa on suojeltava syistä, jotka eivät millään tavalla liity luonnon arvoon ihmisen käytössä olevana resurssina. Koska soveltava etiikka on teoreettisen etiikan soveltamista käytännön eettisiin ongelmiin, niin soveltava ympäristöetiikka on teoreettisen ympäristöetiikan soveltamista ympäristöongelmiin.

Etiikan teoriat jaetaan tavallisesti ainakin kahteen ryhmään, seurausetiikkaan ja velvollisuusetiikkaan.⁴ Ensinmainitussa toimenpiteen oikeutusta arvioidaan sen seurausten hyvyyden perusteella. Tunnetuin seurausetiinen teoria on utilitarismi (for the greatest good for the greatest number). Utilitarismissa toimenpidettä arvioidaan sen kyvyllä tyydyttää yksilöllisiä preferenssejä. Seurausetiikka on kuitenkin avoin muillekin seurausten arviointitavoille. Seurausetiikan ei välttämättä tarvitse olla edes ihmiskeskeistä. Tästä on esimerkkinä Peter Singerin laajennettu utilitarismin perustuva eläinten vapautusliike. Moraalisesti huomioon otettavien olioiden luokkaa voidaan laajentaa vielä lajiyksilöistä systeemihiinkin. Aldo Leopoldin "maan etiikka" (land ethics) ja James Lovelockin "Gaia-hypoteesi" ovat esimerkkejä tällaisesta. Niissä moraalinen atomismi korvataan moraalisella holismilla.

Seurausetiikan piiriin sisältyy myös muita seurausten arvioimisen tapoja kuin ihmisten, eläinyksilöiden, lajien ja luonnon systeemien hyvinvointi. Luonnon monimuotoisuus voidaan nimittäin korottaa arvojen arvoksi. Tällöin kaikkia toimenpiteitä arvioidaan sen mukaan, mitä seurauksia niistä aiheutuu monimuotoisuudelle. Tällöin joudutaan kuitenkin itseisarvoajattelulle tyypillisen ongelman eteen, sillä voi olla muitakin arvoja, joita pidetään yhtä korkeina. Syntyy arvostirittiä. Myös velvollisuusetiikan lähtökohdista käsin on mahdollista kohdata ihmisen ja luonnon oikeuksien välinen absoluuttisten oikeuksien ristiriita. Vaikka luonnolla itseisarvo olisikin, se ei poista sitä tosiasiaa, että myös ihmisellä on itseisarvo. Ihmisen vaatimukset voivatkin helposti ajautua ristiriitaan luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen vaatimuksen kanssa. Pelkästään ihmisten välisten suhteiden järjestäminen on jo riittävän vaikea ongelma. Ongelmat vain moninkertaistuvat, jos eläimillä tai luonnon systeemeillä katsotaan olevan oikeuksia. Vain silloin, kun luonnon monimuotoisuuden säilyminen on ehdottomasti korkein arvo, joka ylittää kaikki ihmisen vaatimukset, valinnanvaraa ei ole. Tällöin myöskään välittömän nälän tai köyhyyden poistaminenkaan ei ole riittävä monimuotoisuuden vähentämisen peruste.

Jos luonnon ympäristöillä ja niiden eliöillä olisi itseisarvo riippumatta siitä, miten ihmiset niitä arvioivat ja preferoivat, kohdattaisiin melkoisia ongelmia niiden arvojen arvioimisessa erilaisissa vertailutilanteissa. Sovellutuksissa jouduttaisiin suuriin vaikeuksiin, sillä kaikille lajeille ei kuitenkaan voitaisi antaa yhdenmukaista arvoa, ei myöskään lajien sisällä kaikille

⁴ Kolmantena ryhmänä ovat ns. yhteiskuntasopimusteoriat.

saman lajin yksilöille. Mutta voi silti hyvinkin olla samanaikaisesti olemassa arvoja, jotka ovat tavalla tai toisella luonnossa itsessään ja arvoja, jotka ovat ihmisen antamia. Itseisarvon perustelujen etsiminen on mitä mielenkiintoisin filosofinen ohjelma. Tässä yhteydessä ei kuitenkaan ole mahdollisuutta esittää minkäänlaista arviota siitä, kuinka hyvin luonnon itseisarvon olemassaolo on lopulta teoreettisesti perusteltavissa. Kysymys liittyy arvo-objektivismiin ja arvo-subjektivismiin väliseen kiistaan. Arvo-objektivismiin mukaan arvot ovat riippumattomia ihmisen tietoisuudesta ja toiveista. Tällöin luonnonobjektienkaan arvo ei ole mitenkään riippuvainen ainakaan inhimillisistä preferensseistä. Itseisarvon ja tietoisuuden välinen suhde on kuitenkin monimutkaisempi. Sanottaessa, että arvon olemassaolo riippuu tietoisuudesta, voidaan tarkoittaa kahta eri asiaa. Ensimmäisen mukaan mikään esitys arvosta ei ole totta, ellei sitä usko jokin tietoinen olento. Toisen mukaan millään ei ole positiivista tai negatiivista arvoa, ellei se jollakin tavalla sisällä tietoisuutta (Regan 1986). Ratkaiseva kysymys onkin siinä, ovatko ihmiset ainoat subjektit, joilla on relevantti tietoisuus.

Ajatus luonnon itseisarvosta on ollut eri kulttuureissa varsin yleinen, joten kysymys ei ole mistään uudesta asiasta. Kuitenkaan itseisarvon ja subjekti-objekti -arvojen välinen ero ei ole ollenkaan selvä. Ihmiset voivat nimittäin sisällyttää itseisarvon omiin preferensseihinsä mm. arvottaessaan muiden lajien tai ekosysteemien puolesta. Jos tällainen piirre on inhimillisille preferensseille tyypillinen, silloin subjekti-objekti -arvon ja itseisarvon välinen ero voi olla pätevä, mutta sillä ei ole suurta merkitystä tehtävien päätösten kannalta. Arvosubjektivismi saattaa hyvinkin riittää. Voi nimittäin olla, että ympäristön käytön etiikka eli ihmiskeskeinen ympäristöetiikka, joka rajoittaa oikeudet ihmisiä koskeviksi ja joka ottaa huomioon vain luonnon välineelliset arvot ihmiselle, voi tarjota riittävän perustelun myös luonnonsuojelulle. Ei-ihmiskeskeinen ympäristöetiikka on silloin periaatteessa riittävä, mutta ei välttämätön ehto suojelulle. Ihmiskeskeinen ympäristöetiikka ottaa parhaimmillaan huomioon välinearvojen koko kirjon (käyttö- ja olemassaoloarvot). Sitä voidaan laajentaa myös sukupolvien välisen oikeudenmukaisuuden ajatuksilla. Tähän asti ihmiskeskeisen ympäristöetiikan ongelma on ollut siinä, että luontoa ei ole kyetty tarkastelemaan sellaisena suunnattomana "välinearvojen varastona", mitä se tosiasia on.

Valtavirtataloustiede on tunnetuin ihmiskeskeinen, utilitaristinen ja välineellinen ajattelujärjestelmä. Se on käyttökelpoinen hyväksyttäessä eettiseksi lähtökohdaksi ajatus ns. kuluttajan suvereenisuudesta. Tällöin yksilölliset preferenssit ovat arvon mittauksen perusta. Helpoin tapa selvittää arvoja on tarkkailla ihmisten käyttäytymistä valintatilanteissa. Organisoitujen markkinat ovat valmis foorumi, jossa ihmiset paljastavat preferenssinsä tekemiensä valintojen kautta. Taloustieteilijöitä markkinahinnat kiinnostavat siksi, että he haluavat mitata preferenssejä. Ihmisten preferenssien selvittäminen on yksinkertaisinta silloin, kun on olemassa selkeät markkinahinnat. Luonnon monimuotoisuudella ei kuitenkaan ole markkinoita, paitsi jossakin määrin ehkä geneettisellä informaatiolla. Mutta markkinat eivät ole ainoa mahdollinen foorumi. On mahdollista käyttää myös simuloituja markkinoita tai vastaavia, joissa yksilöt paljastavat preferenssinsä kyselyissä, haastatteluissa tai kokeellisissa peleissä, joihin sisältyy kaupankäyntiä rahan ja ympäristömuutoksen välillä. Raha on lopultakin vain väline preferenssien mittauksessa ja sitä voidaan käyttää yhtä hyvin markkinahyödykkeiden kuin markkinattomienkin hyödykkeiden arvottamisessa. Rahamitat voidaan perustaa myös todellisiin tehtyihin valintoihin eli luontohyödykkeen komplementtituotteen markkinoilla havaittuihin päätöksiin. Teoreettisesti mille tahansa ympäristömuutokselle voidaan johtaa rahallinen arvo. Empiirisesti tehtävä voi kuitenkin olla vaikea.

Rahamitan käyttöä ympäristöpreferenssien tai -hyötyjen mittauksessa arvostellaan herkästi. Kuitenkin vaihtoehtoja, joiden teoreettinen perusta olisi läheskään yhtä hyvin selvitetty, ei juuri

ole. On oikeastaan syytä melkoiseen tyytyväisyyteen, että käytettävissä on vihdoinkin edes rahamittoja. Taloustieteilijöiden käyttämä arvon käsite on silti kapea. Taloudellinen arvo on rahamäärä, jonka henkilö on halukas antamaan (WTP) saadakseen hyödykkeen (oikeuden) tai rahamäärä, jonka hän vaatii hyvityksenä (WTA) hyödykkeen (oikeuden) menettämisestä. Rahamitan vahvuutena on sen liittyminen todelliseen käyttäytymiseen ja hypoteettisessakin muodossa käyttäytymisintention. Koska rahamitalla arvottaminen liittyy mitä selvemmin yksilöllisiin preferensseihin, niin preferensseihin perustuvien arvojen hylkääminen johtaisi rahavarvojenkin hylkäämiseen. Monet ovat kuitenkin sitä mieltä, että yleisiä eettisiä sääntöjä tarvitaan estämään ihmisten nykyisenlainen ympäristöön vaikuttava käyttäytyminen ja tuomaan siihen muutoksia. Tällaisen ajattelutavan mukaan oletus kuluttajan suvereenisuudestakin pitäisi hylätä.

3 KOKONAISARVON MUODOSTUMINEN

Lajit, ekosysteemit tai biodiversiteetti tyydyttävät ihmisen tarpeita monella tavalla. Niillä on ensinnäkin suora käyttöarvonsa. Yksilöllisillä organismeilla on ominaisuuksia, joiden ansiosta ne ovat suoraan arvokkaita. Monilla lajeilla on suoraa käyttöarvoa raaka-aineena. Luonto tarjoaa myös ns. aineettomia hyötyjä, kuten virkistysmahdollisuuksia ja perustan esteettisille elämyksille. Ekosysteemeillä ja lajeilla on siten käyttöarvoja sellaisenaankin. Esimerkiksi erämaiden merkitys matkailukohteina lisääntyy jatkuvasti. Luontoa voidaan myös käyttää välillisesti TV -ohjelmien, videoiden, luontokirjojen jne. kautta. Yleensä tällainen käyttö ei tule mitenkään rekisteröidyksi, joten ainakaan helposti ei huomata sellaisen luonnon arvoa lisäävää merkitystä. Virkistys- ja esteettisen käytön hyötyjä voidaan siten kokea paitsi paikan päällä kohteella (on-site) myös muualla (off-site). Luonnon virkistys- ja esteettinen käyttö voi olla joko luontoa kuluttavaa tai kuluttamatonta. Sen sijaan raaka-ainekäyttö on aina luontoa enemmän tai vähemmän kuluttavaa.

Myös ne lajit, joilta suora raaka-aine- tai aineeton käyttöarvo puuttuu, voivat olla epäsuorasti arvokkaita (esim. Perrings, Folke & Mäler 1992). Ihmiskeskeinen ja välineellinen luonnonsuojeluargumentti ottaa huomioon myös ekosysteemien ylläpitopalvelut. Ekosysteemit tuottavat nimittäin lukuisia elämää ylläpitäviä palveluja. Luonnon ekosysteemit ovat esimerkiksi jätteiden hajottajia, veden suodattajia, kasvihuonekaasujen sitojia ja ne auttavat hiilitasapainon säilyttämisessä. Tällaistenkin palvelujen kysyntä johdetaan usein joidenkin yksittäisten lajien kysynnöistä. Joillakin lajeilla on nimittäin epäsuoraa arvoa siksi, että ne ylläpitävät lajeja, joilla on suoraa arvoa. Ekosysteemin toiminnoissa erityisesti ns. avainlajit ovat tärkeitä. Kuitenkin jokaisella lajilla voi olla oma tärkeä asemansa ekosysteemin prosessien säätelyssä riippumatta biomassan määrästä tai merkityksestään avainlajina. Yllättävän monet lajit voivat olla välttämättömiä ekosysteemien ylläpitopalveluiden kannalta. Sitä, miten pitkälle biodiversiteetin häviämisprosessi voi edetä, ei kuitenkaan tiedetä. Ei esimerkiksi ole olemassa todisteita, jotka tukisivat ns. äärimmäistä välineellistä luonnonsuojeluargumenttia, jonka mukaan kaikkien lajien pelastaminen sukupuuttoon kuolemiselta on välttämätöntä, koska jokaisen lajin olemassaolo riippuu kaikkien muiden olemassaolosta. Lajien olemassaolo on tuskin näin vahvasti toisiinsa yhteenkietoutunut (Randall 1993).

Luonnon aineettomiin hyötyihin kuuluvat myös ei-käyttöarvot eli olemassaoloarvot. Ihmiset voivat ilmaista positiivisen arvon myös sellaisille resursseille, joita he eivät koskaan edes suunnittele itse käyttävänsä millään tavalla, ainoastaan tietävät niiden olemassaolon. Olemassaoloarvon tarkasta määritelmästä on käyty vilkasta keskustelua. On mm. pohdittu, mikä

erottaa olemassaoloarvot käyttöarvoista ja on keskusteltu olemassaoloarvon taustalla olevista erilaisista motiiveista. Motiiveiksi on esitetty altruismia, perintöä ja itseisarvoa (ks. esim. Brookshire, Eubanks & Sorg 1986 sekä Edwards 1992). Tärkeitä teoreettisia kysymyksiä on kuitenkin ratkaisematta. Yllättävän vähän on keskusteltu ekologisen funktioarvon (kontribuutioarvon) ja olemassaoloarvon välisestä yhteydestä. Joka tapauksessa empiirisiä todisteita olemassaoloarvon olemassaolosta alkaa olla olemassa. Olemassaoloarvo ei ole vain luonnon ns. passiivisten käyttäjien (ei-käyttäjien) asia, vaan olemassaoloarvoa voivat kokea mm. virkistyskäyttäjätkin.

Luonnossa on kuitenkin paljon asioita, joiden olemassaolosta ei yleensä tiedetä mitään. On epäilty, voiko sellaisella asialla olla olemassaoloarvo, jonka olemassaolosta ei edes olla tietoisia. Tiedon puuttuminen ei kuitenkaan merkitse sitä, että asiaa kohtaan ei voisi olla preferenssejä. Sellaista valintatilannetta, jossa resurssi on mukana ei yksinkertaisesti ole tullut aikaisemmin eteen. Positiivinen olemassaoloarvo myös tuntematonta asiaa kohtaan on vähintään teoreettinen mahdollisuus. Vaikka esimerkiksi jokin uhanalainen laji olisi käytön näkökulmasta merkityksetön ja ihmiset eivät edes tietäisi sen olemassaolosta mitään, niin lajilla on ainakin ehdollinen olemassaoloarvo (Bishop & Welsh 1992).

Luontoa suojelemalla pidetään avoimena tulevaisuuden vaihtoehtoja. Tälläkin on taloudellinen arvonsa. Monimuotoinen luonto toimii geneettisen informaation varastona. Geneettinen informaatio voi puolestaan olla bioteknologisen tutkimus- ja kehittämistoiminnan panos. Geneettistä informaatiota voidaan kuitenkin menettää ennen kuin siihen kätkeytyvät mahdollisuudet paljastuvat. Peruuttamaton monimuotoisuuden menetys kaventaa tulevaisuuden mahdollisuuksia. Menetetään nimittäin mahdollisuus saada hyötyä tiedosta, joka on olemassa vasta tulevaisuudessa. Tähän liittyvästä arvosta käytetään nimitystä kvasi-optioarvo (ks. Hanemann 1989). Kvasi-optioarvo on relevantti arvokategoria, vaikka sitä ei juurikaan ole yritetty lähestyä empiirisesti.

Luonnon monimuotoisuudella on merkitystä myös biologisen tuotannon joustavuuden turvaajana eli monimuotoisuuden säilyttäminen on ikäänkuin vakuutus. Lajien geneettisen monimuotoisuuden väheneminen heikentää niiden vastustuskykyä kohdata ulkoisia stressitekijöitä kuten tauteja, tuholaisia, kuivuutta, saasteita, ilmaston muutosta tai useamman tällaisen yhteisvaikutusta. Monimuotoisuuden säilyttäminen korkealla tasolla maksimoikin ns. portfoliovaikutuksen, joka vähentää biologisen tuotannon riskejä (Swanson 1992). Korvattaessa monimuotoisuutta erikoistumisella lisätään biologista tuotantoa portfoliovaikutusta heikentämällä.

Jos arvoitettavan markkinattoman hyödykkeen tapauksessa epävarmuus on merkittävä aspekti, kuten usein on, niin arvoissa tulee ottaa huomioon ns. optiotekijä. Monet ihmiset ovat luonnonvarojen potentiaalisia käyttäjiä vaikka eivät kuuluisikaan niiden nykyisten käyttäjien joukkoon. Ihmiset ovat usein epävarmoja tulevaisuuden preferensseistään ja tulevaisuuden tuloistaan. Myös resurssin käyttökelpoisuuteen liittyy monia epävarmuustekijöitä, sillä resurssin käyttökelpoisuutta ei kukaan voi taata. Optiohintaa on yleensä hyväksytty resurssin kokonaisarvon käyttökelpoiseksi ex ante -mitaksi epävarmuuden vallitessa (ks. Meier & Randall 1991).

Markkinat eivät juuri lainkaan kanavoi virkistyskäytön hyötyjä, esteettisiä hyötyjä, epäsuoria ekologisia hyötyjä, informaatiohyötyjä, portfoliohyötyjä tai olemassaoloarvoja maanomistajille, jotta näille syntyisi kiihoke monimuotoisuuden suojeluun. Monimuotoisuus on yleensä julkishyödyke. Monimuotoisuuden jotkut osat voivat tosin olla kaupallisiakin. Esimerkiksi

geneettisen informaation omistusoikeuksien pelisäännöt ovat vähitellen muotoutumassa. Kansainväliset yhteisöt kehittävät instituutioita, jotka kanavoivat osan maailmanlaajuisesta hyödyistä, esimerkiksi bioteknologiayritysten tuloksesta, monimuotoisuuden säilyttäjille, yleensä kehitysmaille. Rion sopimus pyrkiikin säätelemään luonnon monimuotoisuuden suojelua, omistusoikeutta, käyttöä ja siirtoa. Maat, jotka saavat oman osansa geneettisten resurssien kaupallisen kehittämisen hyödyistä, saavat samalla taloudellisen kiihokkeen tuon informaation säilymisen kannalta tärkeiden ekosysteemien säilyttämiseen. Minkä tahansa lajin arvo voi olla ihmiskunnalle positiivinen. Uusia suoria tai epäsuoria käyttöjä on nimittäin mahdollista keksiä tai tunnistaa lajeille, joita ei vielä ajatella hyödyllisiksi. Toinen asia sitten on se, että hyötyjen vastapainoksi joudutaan aina asettamaan kustannuksia. Kysyntäpuolen tarkasteluun keskityttäessä jää tarjontapuoli liian vähälle huomiolle. Tarkka arvio tuotanto- ja muista kustannuksista on myös tarpeen. Esimerkiksi merkittäviä hyötyjä tai hyödyn menetyksiä voi kohdistua sellaisille henkilöille, jotka tarjoavat työtä tai muita palveluja tuotantoprosesseihin. Luonnonsuojeluhuotyjä on kuitenkin tarkasteltava kustannus-hyötyanalyyseissa aina kokonaisarvon kautta.

Kustannus-hyötyanalyyseiden käyttö sellaisenaan ei ole täysin perusteltua luonnon monimuotoisuusongelmien ratkaisemiseksi, johtuen peruuttamattomuudesta, ekologisen tiedon puuttumisesta sekä vaikutusten ulottumisesta tuleviin sukupolviin. Kustannus-hyötyanalyyseiden täydennykseksi onkin kehitetty ns. SMS -sääntö (Safe Minimum Standard) (Bishop 1978). Sen mukaan tulisi säilyttää riittävä määrä elinympäristöjä kaikkien yksittäisten lajien eloonjäämisen takaamiseksi aina siihen rajaan asti, jossa tästä aiheutuvat kustannukset muodostuvat kestäättömän korkeiksi. Ihmisten on tämän säännön mukaan tehtävä joitakin mutta ei suinkaan rajattomia uhrauksia biodiversiteetin hyväksi. SMS -sääntö asettaa siten luonnon monimuotoisuuden rutiininomaisen kaupankäynnin ulottumattomiin. Se välttää samalla antamasta luonnon monimuotoisuudelle liian korkeaa statusta salliessaan jonkinlaisia uhrauksia kohtuuttomien kustannusten edessä. Siis kaiken kaikkiaan loogisesti johdonmukainen utilitaarinen strategia luonnon monimuotoisuuteen vaikuttavien politiikkapäätösten tekemiseksi on tehdä päätöksiä kustannusten ja hyötyjen pohjalta, mutta aina SMS -rajoitteella (Randall 1993). Kustannus-hyötyanalyyseiden teoreettinen perusta on ns. Pareto -parannuksen kriteeri. SMS -sääntöä ei ole vastaavasti onnistuttu sitomaan mihinkään yhteiskunnallisen valinnan teoreettiseen malliin. SMS -politiikalle ei siten ole löytynyt teoreettista perustaa. Kuitenkin yhteiskunta voi valita SMS:n soveltamisen, ei siksi, että se olisi pätevistä yhteiskunnallisen valinnan mallista johdettu tulos, vaan koska ihmiset tuntevat SMS:n olevan oikein (Ready ja Bishop 1991).

Luonnon monimuotoisuuden väheneminen ei ehkä vastoin yleistä käsitystä ole tulevaisuudenkaan kannalta automaattisesti huono asia. Jos taloudellinen kehitys tapahtuu parhaiten antamalla joidenkin lajien kuolla sukupuuttoon, niin tulevaisuus vain hyötyy. Tulevaisuuden mahdollisuuksia kaventava luonnon (biologisen tuotannon erikoistumisesta johtuva) yksipuolistaminen voidaan nimittäin kompensoida tulevaisuudelle inhimillistä ja ihmistekoista pääomaa kehittämällä. Onkin arvioitava myös sitä, miten merkittävä, olennainen tai korvattavissa oleva jokin resurssi, kuten laji tai ekosysteemi on. Taloudellisen kehityksen jatkumisen kannalta on nimittäin merkitystä sillä, että ehtyvä resurssi pystytään korvaamaan jollakin muulla resurssilla (Pearce & Turner 1990). Jos korvaaminen on helppoa, silloin tuotannon ja kulutuksen jatkuminen on mahdollista jopa kokonaan ilman kyseistä resurssia. Tärkeä kysymys tässä tapauksessa on kuitenkin se, tapahtuuko luonnonvaran loppuunkäyttö optimaalisesti, jolloin kulutuksen ja tekniseen kehitykseen tehtävien investointien suhde on sopiva.

Ihmistekoinen pääoma ja luonnon pääoma voivat kuitenkin olla substituutteja vain tietyissä rajoissa. Luonnonvaroilla on yleensä monia funktioita, joten mahdollisuuksilla korvata luonnon pääoman erilaisia funktioita ihmistekoisella pääomalla on ekologiset rajansa. Luonnon pääoma ja ihmistekoinen pääoma ovat toisiinsa nähden pikemminkin komplementaarisia, eivät toistensa korvaajia. Tarvitaankin investointeja paitsi ihmistekoiseen pääomaan ja tekniikan kehittämiseen myös luonnon pääomaan (suojeluun). Kestävyys voidaankin määritellä sillä perusteella, miten muuttumattomana luonnon pääoma säilyy. Kehitys puolestaan tarkoittaa sitä, että luonnon pääomaan liittyvät mahdollisuudet lisääntyvät (Perrings 1992).

4 ARVOTTAMISMENETELMÄT

4.1 Yleistä

Koska edellä on korostettu markkinattomien hyödykkeiden ja palveluiden arvottamisen tärkeyttä, on ehkä paikallaan selostaa hieman keskeisimpiä menetelmiä. Menetelmissä käytettävillä mittareilla on yhteytensä talousteorian. Teoreettisia perusteita ei tässä yhteydessä käydä läpi. Aiheesta on olemassa hyvää kirjallisuutta (esim. Johansson 1987 sekä Braden & Kolstad 1991). Menetelmät jaetaan tavallisesti kahteen ryhmään; suoriin ja epäsuoriin. Suorissa menetelmissä ihmisiltä tiedustellaan suoraan kyselyin tai haastatteluin heidän ympäristömuutokseen liittyvää maksuhalukkuuttaan (WTP) tai hyväksymishalukkuuttaan (WTA). Epäsuorissa lähestymistavoissa johdetaan sen sijaan ympäristöhyödykkeeseen liittyvä maksuhalukkuus (WTP) tekemällä havaintoja ihmisten käyttäytymisestä ympäristöhyödykkeeseen komplementtina tai substituuttina liittyvän yksityishyödykkeen markkinoilla. Epäsuorista menetelmistä käytetään myös nimitystä "paljastettujen preferenssien" menetelmät. Tällaisista menetelmistä esitellään ns. matkakustannusmenetelmä (TCM). Toinen yleinen epäsuora menetelmä, ns. hedonisten hintojen menetelmä (HPM), perustuu sekin markkinoilla havaittavaan käyttäytymiseen. Kiinteän omaisuuden hinnoissa tapahtuvia muutoksia käytetään siinä hyväksi, olettamalla ympäristöhyödykkeillä olevan kiinteistömarkkinoiden sisäiset ns. implisiittiset markkinat. Suorana arvottamismenetelmänä esitellään ns. Contingent Valuation -menetelmä (CVM).⁵

4.2 Matkakustannusmenetelmä (-mallit)

Matkakustannusmenetelmä (TCM) on lähestymistapa, jossa ulkoilu- tai virkistyskohteen kysyntää arvioidaan matkakustannusten perusteella (yleisesityksiä Rosenthal, Loomis & Peterson 1984, McConnell 1985, Anderson & Bishop 1986, Mendelsohn & Markstrom 1988 sekä Fletcher, Adamowicz & Graham-Tomasi 1990). Perusmallissa arvotetaan ulkoilukohdetta tekemällä havaintoja siitä, kuinka paljon ihmiset maksavat kohteella käynnistään. Malli olettaa, että ihmiset matkustavat kohteelle toistuvasti kunnes viimeisen matkan arvo on heille yhtä suuri kuin heidän maksamansa matkakustannukset (Mendelsohn & Markstrom 1988). Kohteen kysyntäfunktion johtamisessa käytetään apuna matkakustannusten noususta johtuvaa käyntimäärien laskua. Matkakustannusanalyysin perusvaihtoehdot ovat a) vyöhykkeinen eli aggregoitu ja b) yksilöllinen eli disaggregoitu lähestymistapa. Ensin mainitussa määritetään virkistyskohteelta käsin joukko etäisyysvyöhykkeitä. Saman vyöhykkeen sisältä tulevilla kävijöillä oletetaan olevan samat matkakustannukset ja samat sosioekonomiset ominaisuudet.

⁵ Tämän kirjoituksen puitteissa ei ole mahdollisuutta tehdä katsausta arvottamistutkimuksen empiirisiin tuloksiin. Sanottakoon vain se, että empiirisiä arvottamistutkimuksia on maailmalla tehty valtava määrä.

Vyöhykkeisen analyysin onnistuminen riippuu hyvin paljon vyöhykkeiden määrittämisestä. Oletus matkakustannusten ja sosioekonomisten ominaisuuksien vyöhykkeisestä homogeenisuudesta on ongelmallinen, jos väestö on jakautunut vyöhykkeen sisällä epätasaisesti. Päästäkseen irti kävijöiden keskimääräistämistä aiheutuvista ongelmista, monet analyytikot ovat alkaneet soveltaa yksilöllistä matkakustannusmallia. Siinä analyysiyksiköksi tulee yksilöllinen kävijä tai kotitalous. Yksilöllisessä mallissa kotitalouksien ominaisuuksien ja matkakustannusten erot voidaan ottaa huomioon. Yksilöllistä mallia on käytetty vyöhykkeistä vähemmän, sillä aggregoitu vyöhykedata on usein yksilödataa helpommin saatavissa. Vyöhykkeiseen malliin käy sekundäridatakin. Tällainen malli voidaan estimoida heti, kun tiedetään kävijöiden kotipaikat.

Smith, Desvousges ja McGivney (1983) kuvasivat yksilöllisen matkakustannusmallin kotitalouden tuotantofunktion (HPF) käsitteen avulla osoittaakseen mallin talousteoreettisen (kuluttajan teoria) johdonmukaisuuden. Kotitalouden tuotantofunktioajattelussa kotitaloudet oletetaan tuotantoyksiköiksi (ks. myös Bockstael & McConnell 1981 ja 1983). Halutessaan esimerkiksi metsästää, kotitalous (yleensä kotitalouden jäsen) hankkii tuotannon tekijöitä, kuten matkustamiseen tarvittavia välineitä (auto, polttoaine, matkaliput tms.), varusteita (aseet, panokset, puvut jne.) sekä tarvittavat luonto-ominaisuudet eli tässä tapauksessa ainakin riistaeläimiä elinympäristöineen. Kotitalous tuottaa näistä tuotannon tekijöistä itse oman virkistyskokemuksensa. Kotitalouden tuotantofunktioon perustuvat menetelmät tarkastelevat siten muutoksia sellaisten hyödykkeiden kulutuksessa, jotka ovat ympäristöelementin substituutteja tai komplementteja. Niinpä matkaa voidaan käyttää hyväksi virkistyspaikan kysynnän johtamisessa vain, jos se on paikalla käymisen välttämätön osa, ts. se on "heikko komplementti".

Matkakustannusmallin ongelmiin kuuluu otantaharhan mahdollisuus. Periaatteessa data tulisi kerätä haastattelemalla sekä todellisia että mahdollisia kohteella kävijöitä. Käytännössä rajoitetaan usein todellisiin kävijöihin, joko kohtaamalla heitä paikan päällä tai käyttämällä kävijärekistereitä (the site-specific survey). Vain todellisten kävijöiden haastattelemisen johtaa siihen, että säännölliset kävijät ovat satunnaisiin kävijöihin nähden yliedustettuja. Satunnaiset kävijät voivat kuitenkin muodostaa kävijöiden enemmistön. Otokseen eivät sisälly myöskään ne, jotka jättävät tietoisesti käymättä kohteella (Fletcher, Adamowicz & Graham-Tomasi 1990). Ongelmaa nimitetään "self-selection" -harhaksi (ks. enemmän otosvalinnan harhoista Bockstael, Strand, McConnell & Arsajani 1990). Kaikkiin kotitalouksiin suunnattu kysely- tai haastattelututkimus (the population-specific survey), joka tavoittaa myös ei-kävijät, on ratkaisu tähän ongelmaan, joskin tässä tapauksessa oletettavasti suurin osa haastateltavista on ei-kävijöitä. Kuitenkin on-site -tutkimus on halvempi kuin laaja off-site survey -tutkimus. Käytännössä myös on-site -tutkimusten otokset ovat kustannussyistä pieniä (Richards & Brown 1992).

Matkakustannusmenetelmän sovellutuksissa tehdään ns. implisiittisiä erottuvuusoletuksia (ks. Fletcher, Adamowicz & Graham-Tomasi 1990). Nämä johtuvat käyttökelpoisen datan saamisen vaikeudesta. Yleensä virkistys erottuu selvästi tavallisista kulutushyödykkeistä. Vaihtoehtoisten virkistysaktiviteettien erottaminen toinen toisistaan ei kuitenkaan ole yhtä helppoa. Aina ei voida olla varmoja edes siitä, erottuuko esimerkiksi metsästys kalastuksesta. Tavallisesihän yhdenlaisen virkistysaktiviteetin kysyntä estimoidaan muista aktiviteeteista erillään. Jos hyötyfunktiot eivät kuitenkaan ole toisistaan erottuvia, niin kysynnän estimaatit ovat harhaisia. Vastaavasti pitäisi huomioida ajalliselta kestoltaan erilaisten matkojen erottuminen toinen toisistaan eli voidaanko niitä tarkastella erillisinä ja riippumattomina hyödykkeinä. Erottuvuusoletukset vaikuttavat myös matkakustannusmuuttujan mittaamiseen. Keskeinen matkakustannusten osa on nimittäin matkaan käytetty aika. Joudutaan kysymään, onko matka-

aika erotettavissa kohteella vietetystä ajasta eli ovatko kysymyksessä enemmän tai vähemmän erilliset hyödykkeet. Matka-ajan arvottaminen on pulmallinen asia myös siksi, että mallissa oletetaan matka-ajan vaihtoehtokustannukset tunnetuiksi. Ajan arvon määrittäminen on mallin keskeinen ongelma erityisesti siitä syystä, että aika on virkistyskäytön yhteydessä usein rahaa rajoittavampi elementti (Bockstael, Strand & Hanemann 1987).

Matkakustannusmallilla arvotetaan tavallisesti pääsyä yhdelle ulkoilukohteelle käyntimäärien ollessa valintamuuttujana. Tällainen arvottamisongelma tulee eteen ainakin silloin, kun koko ulkoilumahdollisuus uhkaa hävitä. Useimmiten matkakustannusmallia onkin sovellettu vain yhden kohteen arvottamiseen kerrallaan. Tämä on hyväksyttävää, jos arvotettavalle kohteelle suuntautuva matka erottuu selvästi muihin kohteisiin suuntautuvista matkoista. Matkakustannusmalli toimiikin parhaiten, kun kävijät vierailevat matkansa aikana vain yhdellä paikalla. Ihmisillä on kuitenkin usein tapana käydä saman matkan aikana yhden kohteen sijasta monella kohteella. He myös valitsevat haluamansa matkan erilaisten matkojen joukosta. Matkat puolestaan eroavat toisistaan olemalla erilaisia päätepisteiden tai pysähdysten yhdistelmiä. Yhteiskustannusten kohdistaminen yksittäisille kohteille muodostuu helposti mielivaltaiseksi. On siis tarkasteltava myös substituutti- tai komplementtikohteita. Jos niitä ei oteta huomioon, niin ulkoilupaikan arvo yliarvioidaan (Sellar, Stoll & Chavas 1985). Onkin selvítettävä, kuinka monta kohdetta kysyntämalliin tulisi sisällyttää ja on kehitettävä kysyntäyhtälöiden systeemi. Merkittävä parannus yksinkertaiseen matkakustannusmalliin onkin sellainen malli, jolla voidaan estimoida kysyntäyhtälöiden systeemiä ja jossa otetaan eksplisiittisesti huomioon heterogeenisten virkistyspaikkojen väliset substituutiomahdollisuudet (ensimmäinen sovellus Burt & Brewer 1971). Menetelmää joudutaan usein soveltamaan myös sellaisessa tilanteessa, jossa perustetaan uusi virkistyskohde. Monipaikka (multiple-site) matkakustannusmalli on looginen laajennus perinteiseen malliin (esim. Samples & Bishop 1985).

Monialuemallien avulla voidaan lähestyä kohteiden laadun ongelmaa. Perinteinen mallihan ei anna mitään valaisua kohteen arvosta, jos kohteen jonkin osan laatu muuttuu. Yksinkertaisella matkakustannusmenetelmällä ei saada selville myöskään sitä, kuinka vaihtoehtoisten kohteiden laadut vaikuttavat arvioitavan paikan kysyntään. Matkakustannusmallin uusimpien kehitelmien avulla voidaan arvottaa myös kohteiden ominaisuuksissa tapahtuvia muutoksia. Laadulliset ominaisuudet ovat kävijöille usein eksogeenisia. Kuitenkin sellaiset ominaisuudet kuten tungostuminen ja saalismäärät ovat osittain riippuvaisia kohteella suoritetuista aktiviteeteista, joten ne voidaan eräiltä osin sisällyttää yksilölliseen päätöksentekoon. Tungostumisen (congestion) vaikutus maksuhalukkuuteen on tärkeä kysymys ja keskustelu siitä jatkuu kirjallisuudessa (ks. Anderson 1980 sekä McConnell & Sutinen 1984). Ominaisuusmalleissa oletetaan, että ihmiset tekevät valintansa kohteiden havaittavien ominaisuuksien mukaan. Jos joku esimerkiksi ajaa muutaman lisäkilometrin yhden ominaisuuden vuoksi, tämä osoittaa ominaisuuden tärkeyttä hänelle. Hänen maksuhalukkuutensa tähän tiettyyn ominaisuuteen heijastuu niistä ylimääraisistä matkakustannuksista, joita hän on valmis maksamaan.

Ns. yleistetyssä matkakustannusmallissa kohteiden ominaisuuksien arvoa voidaan mitata yksinkertaisen matkakustannusmallin tapaan (Mendelsohn & Markstrom 1988). Jos nimittäin kahdella ihmisryhmällä on samat matkakustannukset kohteilleen, mutta toinen ryhmistä nauttii paremmasta kohteesta kuin toinen, silloin ensinmainitun kohteen parempi laatu on nähtävissä korkeampina kävijäasteina. Ns. hedonisessa matkakustannusmenetelmässä tarkastellaan sen sijaan ulkoilijoiden tekemiä ominaisuusvalintoja eksplisiittisesti (Mendelsohn & Brown 1983 sekä Brown & Mendelsohn 1984). Siinä jokainen virkistyspaikka nähdään ominaisuuksien kimpuna. Matkustamalla useammin kohteeseen, jossa on enemmän haluttuja ominaisuuksia, ulkoilija ostaa tavallaan lisäominaisuuksia implisiittisiltä markkinoilta. Hedonisessa

matkakustannusmenetelmässä ominaisuudet ovat objektiivisia laatuja, kuten korkeuseroja, ekosysteemityyppejä, riistakannan tiheyksiä, puuston ikävaihteluita jne. Kun tavallisessa ja yleistetyssä matkakustannusmallissa tarkastellaan annetussa kohteessa vierailevien ihmisten kotipaikkoja, niin hedonisessa mallissa tarkastellaan kohteen valintaa kotipaikan ollessa annettuna. Hengeltään hedoninen malli on lähempänä monikohteista kuin yleistettyä matkakustannusmallia. Hedonisen matkakustannusmallin estimoimiseksi on tiedettävä, miten monissa paikoissa ihmiset vierailevat. Ihmiset valitsevat kaikista käytettävissään olevista ominaisuuspaketeista preferenssiensä ja lisäkustannuksien perusteella. Jokaisen ominaisuuden rajahyöty on selvitettävissä tekemällä havaintoja laajasta pakettien joukosta tehdyistä valinnoista.

Kehittyneitä matkakustannusmenetelmän versioita voidaan käyttää alueiden suunnittelun apuna, koska niillä voidaan arvottaa kohteiden ominaisuuksien muutoksia. Juuri ominaisuuksiinhan erilaisilla hoitotoimenpiteillä vaikutetaan. Hoidon seurauksena kohteen laatu muuttuu, ei olemassaolo. Perustekijä lähestymistavan valinnassa onkin se politiikkakysymys, johon haetaan vastausta (Mendelsohn & Brown 1983): Nimittäin,

- jos analyysin tarkoituksena on määrittää jollekin ulkoilupaikalle ns. "kaikki tai ei mitään" - arvo, niin yksinkertainen matkakustannusmalli sopii erinomaisesti käytettäväksi.
- jos sen sijaan halutaan arvottaa kotitalouden tuotteita, kuten maisemaelämystä, saaliin kaatamista, valokuvia tms., niin hyödyllisin lähestymistapa on kotitalouden tuotantofunktio (HPF). On vain määriteltävä kotitalouden tuotantofunktio mahdollisimman täydellisesti. Luontoelementtien sisältyminen tuotantofunktioihin merkitsee sitä, että tarvitaan myös ekologista tietoa. HPF on ainoa tekniikka, jolla voidaan arvottaa kävijöiden tuotoksia ulkoilukohteen fysikaalisten ominaisuuksien toimiessa panoksina. Matkakustannusanalyysissä estimoidaan sen sijaan panoksen (paikka) kysyntää, ei kotitalouden tuotantofunktion yhteistuotoksia. Yleensä matkakustannusmalliin ei sisällytetä muiden panosten kuin matkan hintoja. Ne hyödykkeet, jotka käyttäjä itse tuottaa paikan päällä, eivät ole paikan ominaisuuksia.
- jos analyysin tehtävänä on tutkia kohteen jonkin ominaisuuden muutoksen arvoa, silloin kehittyneet matkakustannusmenetelmän versiot, kuten yleistetty matkakustannusmenetelmä ja hedoninen matkakustannusmenetelmä ovat sopivimmat.

Epäsuorana arvottamismenetelmänä matkakustannusmenetelmän käytön merkittävänä rajoituksena on, että sen avulla voidaan selvittää vain käyttöarvoja ja niitäkin vasta jälkikäteen. Yksilöllinen maksuhalukkuus voi kuitenkin motivoitua myös olemassaoloarvoista. Epäsuorat menetelmät eivät ota huomioon potentiaalista käyttöä eikä olemassaoloarvoa. Epäsuorien menetelmien vahvuus on kuitenkin niiden yhteys todelliseen markkinakäyttäytymiseen. Tämä onkin merkittävä valtti, varsinkin ulkoilututkimuksissa. Nämä menetelmät perustuvat todellisilla markkinoilla havaittavissa olevaan käyttäytymiseen, ei hypoteettiseen käyttäytymiseen.

4.3 Contingent Valuation -menetelmä (CVM)

Viime aikoina yleisimmin käytetty ja myös joustavin ympäristöhyötyjen arvottamismenetelmä on ns. Contingent Valuation -menetelmä (CVM) (ks. esim. Mitchell & Carson 1989 sekä Navrud 1992). Tyypillinen CV -tutkimus tapahtuu kyselynä (posti) tai haastatteluna (puhelin tai henkilökohtainen). Vastajille annetaan kuvaus hypoteettisista markkinoista esittämällä aluksi

informaatiota mahdollisesta ympäristömuutoksesta eli arvotettavasta hyödykkeestä. Heille annetaan myös informaatiota taloudellisesta kokonaisuhrauksesta, jolla muutos toteutuu tai estyy. Lisäksi ilmoitetaan käytettävä maksuväline (pääsymaksu, vero tms.) eli periaate siitä, kuinka hypoteettinen maksu kerätään. Tämän jälkeen kysytään vastaajilta ympäristömuutokseen liittyvää (maksimi) maksuhalukkuutta (WTP) tai (minimi) hyväksymishalukkuutta (WTA). Vastaajille esitetään joko satunnainen suljettu (diskreetti) tai avoin (jatkuva) maksuhalukkuuskysymys. Kysymys voidaan esittää myös esim. tarjouspelin (bidding game) muodossa tai ns. maksukorttien (payment cards) avulla. Tyypillinen avoin maksuhalukkuuskysymys on esimerkiksi muotoa: Oletetaan, että ympäristön laatua parannetaan tilasta Z0 tilaan Z1. Kuinka paljon olet enintään halukas maksamaan tästä parannuksesta?

CV -tekniikka on ollut laajan keskustelun ja lukuisten arviointien kohteena (Cummings, Brookshire & Schulze 1986, Peterson, Driver & Gregory 1988, Mitchell & Carson 1989). Viimeisin virallisista arvioinneista on julkaistu tänä vuonna. Tämän arvioinnin teki työryhmä, johon kuului kaksi Nobel -palkittua arvovaltaista taloustieteilijää, Kenneth Arrow ja Robert Solow (United States Federal Register 1993). Työryhmä kirjasi raporttiinsa lukuisia CV -tekniikan ongelmia ja tarkasteli erityisesti menetelmän mahdollisuuksia olemassaoloarvojen mittauksessa. Työryhmän kritiikki kohdistui mm. seuraaviin seikkoihin. Menetelmän tulokset eivät kaikissa tapauksissa ole olleet johdonmukaisia rationaalisen valinnan oletuksien kanssa. Vastaukset ovat toisinaan epätavallisen suuria. Riittävän informaation esittämisessä on usein suuria vaikeuksia ja markkinoiden laajuutta on monasti vaikea määrittää. Työryhmä korosti erityisesti sitä, että vastaajien tulee olla erittäin hyvin informoituja arvottamastaan ympäristömuutoksesta. Työryhmän lopullinen arvio oli kuitenkin myönteinen, joskin se laati ohjeita, joita tutkimuksissa tulisi noudattaa.⁶

Suoran kyselyn etuna epäsuoriin menetelmiin nähden on, että sen avulla voidaan mitata kokonaisarvoa (käyttöarvot + olemassaoloarvot) suoraan. Menetelmän heikkouksina ovat, että se ei perustu paljastettuun käyttäytymiseen ja huoli CV -estimaattien pätevyydestä erityisesti olemassaoloarvoja mitattaessa. Mahdolliset erilaiset harhat ja informaatiovaikutukset ovat olleet keskeisiä aiheita menetelmää arvioivassa kirjallisuudessa. Myös empiirisissä töissä on kiinnitetty runsaasti huomiota harhojen torjuntaan ja informaatiokysymyksiin. Harhoista mainittakoon menetelmän hypoteettisuudesta johtuvat harhat sekä ns. "embedding effect" (ks. Smith 1992). Jälkimmäinen merkitsee tilannetta, jossa vastaajan ilmoittama arvo liittyy johonkin suurempaan kokonaisuuteen kuin mitä kysyjä tarkoitti. Maksuhalukkuus on myös erittäin herkkä vaihtelevaan tarjotun informaation mukaan. Vastaajilla tulisi kuitenkin olla riittävästi tietoa sekä ympäristön alkutilasta (baseline) että lopputilasta. On vain huolehdittava, että esitettävän informaation määrä ja laatu ovat sellaiset, että vastaaja kykenee käsittelemään kaiken annetun informaation. Ympäristömuutoksen havainnollistamiseen on käytettävissä useita tapoja. Verbaalisen informaation tukena voidaan käyttää karttoja, valokuvia ja vaikkapa videota. Käytettäessä liian tehokasta tekniikkaa, tutkimuksen tekijä saattaa vaikuttaa vastaajaan ja tämän ilmoittamaan maksuhalukkuuteen. Maksuvälineen vaatimuksena on puolestaan realismi. Kirjallisuudessa on käyty vilkasta keskustelua myös siitä, kumpaa kysymystä tulisi käyttää; maksuhalukkuutta (WTP) tai halukkuutta hyväksyä kompensatio (WTA). Tämä riippuu

⁶ "Thus the Panel concludes that CV studies can produce estimates reliable enough to be the starting point of a judicial process of damage assessment including lost passive-use values. To be acceptable to this purpose, such studies should follow the guidelines described... It is not to be expected that controversy will disappear, however. There will always be controversy where intangible losses have to be evaluated in monetary terms." (United States Federal Register 1993, 4610-4611)

vallitsevista omistusoikeuksista ja omistusoikeuksien määrittelemineen on osa arvottamiskontekstia.

Arvottamismenetelmää valittaessa vastataan samalla kysymykseen siitä, kenen arvot ja mitkä arvot otetaan huomioon. Periaatteessa pitäisi pystyä laskemaan mukaan kaikkien ympäristömuutoksella vaikuttettujen yksilöiden kaikenlaiset muutokseen liittyvät arvot. Jos rajoitutaan johonkin tiettyyn käyttöarvoon, niin kaikkien tiettyä aktiviteettia harjoittavien olisi saatava ilmaista preferenssinsä. Jos tarkastellaan käyttöarvoa yleensä, niin kaikkien niiden jotka jollakin tavalla käyttävät resurssia, tulisi saada ilmaista preferenssinsä. Jos kuitenkin hyväksytään epävarmuuden olemassaolo, niin ei ole selvää, keitä potentiaaliset käyttäjät ovat. Olemassaoloarvojen mukanaolo helpottaa tätä ongelmaa, sillä lähes kaikki kokevat ympäristömuutoksesta aiheutuvan ainakin jotakin vaikutusta. Markkinoiden maantieteellinen laajuus on tähän liittyvä ongelma. Kävijätutkimusten perusjoukkoon kuuluvat kaikki kävijät kotipaikkakunnistaan riippumatta. Kotitaloustutkimusten maantieteellinen raja-alue jää kuitenkin helposti mielivaltaiseksi. Ympäristövaikutukset ulottuvat nimittäin keinotekoisien maantieteellisten rajojen yli.

Ongelmana on myös se, millä ympäristökohteen aggregaatiotasolla arvottaminen tulisi toteuttaa. Analysoidaanko esimerkiksi yhtä lajia erikseen vai ekosysteemiä kokonaisuudessaan (Boyle 1993)? Ongelmana on myös yksilöllisten preferenssien aggregointi. Eri henkilöiden ilmoittamat maksuhalukkuudet eroavat toinen toisistaan. Yhteiskunnallisen arvon muodostamista varten yksilölliset maksuhalukkuudet on aggregoitava kokonaismaksuhalukkuudeksi. Kuitenkin oikeuksien jako yhteiskunnassa vaikuttaa yksilöiden ilmaisemiin maksuhalukkuuksiin. Yhteiskunnan arvostuksissa tulisikin heijastua käsitys oikeudenmukaisesta eli parhaasta yhteiskunnan tilasta. Näin ollen maksuhalukkuuksia aggregoitaessa lukuja tulisi painottaa tuota tilaa kuvaavilla painokertoimilla. Maksuhalukkuuskeskiarvon käyttö soveltuu vain sellaisessa tilanteessa, jossa arvotettava ympäristömuutos on hyvin pieni tai yhteiskunta on lähellä sosiaalista optimia. Ominaisuusmuutosten arvottamiseen CVM soveltuu joustavuutensa ansiosta, joten se on suunnittelijoille käyttökelpoinen apuväline alueiden hoidosta päätettäessä. Sen lisäksi, että ihmisiltä kysytään luonnonvaran arvoa "kaikki-tai-ei-mitään" -tilanteessa tai määramuutoksen arvoa, CVM:n avulla voidaan arvottaa markkinattoman hyödykkeen laadullisia muutoksia.

5 METSÄLUONNON MONIMUOTOISUUDEN TURVAAMINEN

Metsäluonnon monimuotoisuus on julkishyödyke, johon ei ole poissulkevia omistusoikeuksia. Metsänomistajilla ei ole riittäviä taloudellisia yllykkeitä monimuotoisuuden säilyttämiseen. Monimuotoisuutta menetetäänkin tarkoitettun toiminnan tarkoittamattomana sivutuotteena. Yhteistuotanto-olosuhteissa ei nimittäin voida välttää kilpailua samoista panoksista. Metsänomistajan ei kuitenkaan tarvitse sisäistää monimuotoisuuden hävittämistä yhteiskunnalle aiheutuvia kustannuksia esimerkiksi puuntuotantonsa kustannuksiin. Metsänomistaja hyötyy, koska hän voi maksattaa nämä aiheuttamansa kustannukset muilla. Yhteiskunnan vahvistamista omistusoikeuksista taas riippuu se, mitkä kustannukset yksityinen päätöksentekijä voi täysin laillisesti jättää muiden maksettaviksi (ks. Bromley 1991). Jäljelle jää kustannusten aiheuttajien ja niistä kärsimään joutuvien välinen konflikti (joko Pareto-relevantti tai Pareto-irrelevantti ulkoisvaikutus). Kaikkien ympäristöongelmien tapaan myös metsien monikäyttöongelmat ovat oikeudellisia kysymyksiä. Yhteiskunta voi kuitenkin käyttämällä

sopivia politiikkainstrumentteja tehdä metsänomistajista paitsi markkinatuotteiden tuottajia myös ympäristön laadun (positiivisten ulkoisvaikutusten) tuottajia.

Tehokkaiden hintojen määrittäminen yhtäaikaan kaikille markkinattomille ympäristöhyödyille ei ole mahdollista. Kysymystä luonnon monimuotoisuuden taloudellisesta arvosta onkin lähestyttävä marginaalisena kysymyksenä tapauksittain. Julkinen sektori joutuu toteuttamaan ympäristöpolitiikkaansa monien erillisten hankkeiden ja politiikkakeinojen avulla. Metsäluonnon monimuotoisuuden suojeleminen voi kuitenkin onnistua suhteellisen pienillä kustannuksilla, jolloin suojeluhankkeen vaikutuksetkaan eivät muodostu taloudellisen analyysin kannalta liian monimutkaisiksi.

Usein ehkä ajatellaan, että metsäluonnon monimuotoisuutta turvaavien metsätaloudellisten toimenpiteiden pitäisi mahdollisimman paljon jäljitellä luonnon omia prosesseja (luonnonmetsän dynamiikkaa). Tämä ei kuitenkaan tarkoita täydellistä suojelua eikä kaikkia metsiä voitaisikaan suojella kokonaan metsätalouden ulkopuolelle. Täydellisen suojelun hinta nousee sitä korkeammaksi, mitä suuremmista pinta-aloista on kysymys. Vaihtoehtona on kuitenkin metsänhoitomenetelmien muuttaminen sellaisiksi, että monimuotoisuutta turvataan myös puuntuotannon yhteydessä. Ääritapausten, ei suojelua lainkaan ja täydellinen suojelu, välissä on runsaasti vaihtoehtoja, alkaen joistakin hakkuurajoituksista aina radikaaleihin metsänhoitokäytäntöjen muutoksiin. Nämä ovat täydellistä suojelua halvempia keinoja, mutta eivät kuitenkaan ilmaisia. Metsäluonnon käyttö on muutenkin monipuolistumassa. Metsien käytössä ollaan palaamassa monikäyttöön, jolloin metsiä hoidetaan samanaikaisesti useampaa kuin yhtä tarkoitusta varten.

Pelkästään luonnonsuojelualueita lisäämällä ei ilmeisestikään voida taata monimuotoisuuden säilymistä, vaan tarvitaan myös talousmetsien suojelua. Näin on siitäkin huolimatta, että talousmetsien käsittelyn uudistamisella ei ehkä pelastettaisi montakaan metsien nykyisistä uhanalaisista lajeista. Luonnon monimuotoisuuden suojeleminen sekä suojelualueita lisäämällä että talousmetsien käsittelyä uudistamalla merkitsee kuitenkin puunmyyntitulojen menetyksiä ja lisääntyviä metsänhoidon ja puunkorjuun kustannuksia. Talousmetsien kiertoaikoja joudutaan pidentämään ja tarvitaan pitkän aikavälin alueellista suunnittelua. Suunnittelutyöhön joudutaan uhraamaan nykyistä enemmän resursseja. Olisikin hyvin tärkeätä saada käyttöön edes jonkinlaisia arvioita talousmetsien luonnonsuojelun kustannuksista, joihin hyötyjä sitten olisi mahdollista verrata.

Metsäluonnon monimuotoisuuden taloudellinen arvo on vaikeasti lähestyttävissä oleva asia. Taloudellisten analyysien käyttö luonnonsuojelukysymysten yhteydessä on kuitenkin tärkeätä. Päätöksentekoa varten taloudellista analyysia on tosin täydennettävä myös muunlaisella informaatiolla. Kiinnostava ja viime aikoina paljon pohdittu kysymys on, voidaanko luonnon monimuotoisuutta myydä metsäteollisuustuotteisiin sisältyvänä ominaisuutena kansainvälisille asiakkaille, jotka ovat entistä enemmän tietoisia hankkimiensa tuotteiden tuotanto- ja kulutusprosessin ympäristövaikutuksista. Onko metsäteollisuustuotteidemme viennin jatkuminen riippuvainen luontomme tilasta? Jos näin on, niin monimuotoisuuden suojelu maksaa tavallaan itse itsensä. Se on metsänomistajienkin etu tilanteessa, jossa (perinteisten tuoteominaisuuksien) markkinat uhkaavat hävitä. Jos emme ollenkaan huolehtisi metsäluontomme monimuotoisuudesta, niin myisimme maailmalle tuotteita, joita siellä ei haluta ostaa. Tämä on kuitenkin kysymys, jota markkinatutkijoiden pitäisi selvittää.

KIRJALLISUUS

- Anderson, G. D. & Bishop, R. C. 1986. The valuation problem. Julkaisussa: Bromley, D. W. (toim.). *Natural resource economics. Policy problems and contemporary analysis*. Kluwer Nijhoff Publishing, Hingham. s. 89-161.
- Anderson, L. G. 1980. Estimating the benefits of recreation under conditions of congestion: Comments and extension. *Journal of Environmental Economics and Management* 7: 401-406.
- Bishop, R. C. 1978. Endangered species and uncertainty: The economics of a safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics* 57: 10-18.
- Bishop, R. C. & Welsh, M. P. 1992. Existence values in benefit-cost analysis and damage assessment. *Land Economics* 68(4): 405-417.
- Bockstael, N. E. & McConnell, K. E. 1981. Theory and estimation of the household production function for wildlife recreation. *Journal of Environmental Economics and Management* 8: 199-214.
- Bockstael, N. E. & McConnell, K. E. 1983. Welfare measurement in the household production framework. *American Economic Review* 73(4): 806-814.
- Bockstael, N. E., Strand, I. E. & Hanemann, W. M. 1987. Time and the recreational demand model. *American Journal of Agricultural Economics* 69(2): 293-302.
- Bockstael, N. E., Strand, I. E., McConnell, K. E. & Arsanjani, F. 1990. Sample selection bias in the estimation of recreation demand functions: An application to sportfishing. *Land Economics* 66(1): 40-49.
- Boyle, K. J. 1993. Ecosystem valuation as an approach to valuing biological diversity. Julkaisussa: Linddal, M. & Naskali, A. (toim.). *Proceedings of the the workshop Valuing Biodiversity. On the social costs of and benefits from preserving endangered species and biodiversity of the boreal forests*. Espoo, Finland, October 1992. *Scandinavian Forest Economics* 34: 18-36.
- Braden, J. B. & Kolstad, C. D. (toim.). 1991. *Measuring the demand for environmental quality*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam. 363 s.
- Bromley, D. W. 1991. *Environment and economy. Property rights and public policy*. Blackwell, Oxford. 247 s.
- Brookshire, D. S., Eubanks, L. S. & Sorg, C. F. 1986. Existence values and normative economics: Implications for valuing water resources. *Water Resources Research* 22(11): 1509-1518.
- Brown, G. & Mendelsohn, R. 1984. The hedonic travel cost method. *Review of Economics and Statistics* 66: 427-433.
- Brown, T. C. 1984. The concept of value in resource allocation. *Land Economics* 60(3): 231-246.
- Burt, O. R. & Brewer, D. 1971. Estimation of net social benefits from outdoor recreation. *Econometrica* 39(5): 813-827.
- Callicott, J. B. 1984. Non-anthropocentric value theory and environmental ethics. *American Philosophical Quarterly* 21(4): 299-309.
- Cummings, R. G., Brookshire, D. S. & Schulze, W. D. (toim.). 1986. *Valuing environmental goods. An assessment of the contingent valuation method*. Rowman & Allanheld Publishers, Totowa. 270 s.
- Edwards, S. F. 1992. Rethinking existence values. *Land Economics* 68(1): 120-122.
- Fletcher, J. J., Adamowicz, W. L. & Graham-Tomasi, T. 1990. The travel cost model of recreation demand: Theoretical and empirical issues. *Leisure Sciences* 12(1): 119-147.

- Hanemann, W. M. 1989. Information and the concept of option value. *Journal of Environmental Economics and Management* 16(1): 23-37.
- Johansson, P.-O. 1987. The economic theory and measurement of environmental benefits. Cambridge University Press, Cambridge. 223 s.
- McConnell, K. E. 1985. The economics of outdoor recreation. Julkaisussa: 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.
- McConnell, K. E. & Sutinen, J. G. 1984. An analysis of congested recreation facilities. Julkaisussa: Smith, V. K. & Witte, A. D. *Advances in applied micro-economics*, vol. 3. Jai Press Inc., London. s. 9-36.
- Meier, C. E. & Randall, A. 1991. Use value under uncertainty: Is there a "correct" measure? *Land Economics* 67(4): 379-389.
- Mendelsohn, R. & Brown, G. M., Jr. 1983. Revealed preference approaches to valuing outdoor recreation. *Natural Resources Journal* 23: 607-618.
- Mendelsohn, R. & Markstrom, D. 1988. The use of travel cost and hedonic methods in assessing environmental benefits. Julkaisussa: Peterson, G. L., Driver, B. L. & Gregory, R. (toim.). *Amenity resource valuation: Integrating economics with other disciplines*. Venture Publishing, State College. s. 159-166.
- Mitchell, R. C. & Carson, R. T. 1989. Using surveys to value public goods: The contingent valuation method. *Resources for the Future*, Washington, D.C. 463 s.
- Navrud, S. (toim.). 1992. Pricing the European environment. Scandinavian University Press, Oslo. 287 s.
- Pearce, D. W. & Turner, R. K. 1990. *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, New York. 378 s.
- Perrings, C. 1992. Biodiversity, sustainable development and natural capital. Paper presented in the Second Meeting of the International Society for Ecological Economics (ISEE) Stockholm, Sweden, August 3-6, 1992. 25 s.
- Perrings, C., Folke, C. & Mäler, K.-G. 1992. The ecology and economics of biodiversity loss: The research agenda. *Ambio* 21(3): 201-211.
- Peterson, G. L., Driver, B. L. & Gregory, R. (toim.). 1988. *Amenity resource valuation: Integrating economics with other disciplines*. Venture Publishing, State College, PA. 260 s.
- Randall, A. 1993. Thinking about the value of biodiversity. Julkaisussa: Linddal, M. & Naskali, A. (toim.). *Proceedings of the the workshop Valuing Biodiversity. On the social costs of and benefits from preserving endangered species and biodiversity of the boreal forests*. Espoo, Finland, October 1992. *Scandinavian Forest Economics* 34: 4-17.
- Ready, R. C. & Bishop, R. C. 1991. Endangered species and the safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics* 73(2): 309-312.
- Regan, D. H. 1986. Duties of preservation. Julkaisussa: Norton, B. G. (toim.). *The preservation of species*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. s. 195-220.
- Regan, T. 1981. The nature and possibility of an environmental ethic. *Environmental Ethics* 3: 19-34.
- Richards, M. T. & Brown, T. C. 1992. Economic value of campground visits in Arizona. USDA Forest Service, Research Paper RM-305. 23 s.
- Rosenthal, D. H., Loomis, J. B. & Peterson, G. L. 1984. The travel cost model: Concepts and applications. USDA Forest Service, General Technical Report RM-109: 1-10.
- Samples, K. C. & Bishop, R. C. 1985. Estimating the value of variations in angler's success rates: An application of the multiple-site travel cost method. *Marine Resource Economics* 2(1): 55-74.

- Seller, C., Stoll, J. R. & Chavas, J.-P. 1985. Validation of empirical measures of welfare change: A comparison of nonmarket techniques. *Land Economics* 61(2): 156-175.
- Smith, V. K. 1992. Arbitrary values, good causes, and premature verdicts. *Journal of Environmental Economics and Management* 22: 71-89.
- Smith, V. K., Desvousges, W. H. & McGivney, M. P. 1983. The opportunity cost of travel time in recreation demand models. *Land Economics* 59(3): 259-278.
- Swanson, T. M. 1992. Economics of a biodiversity convention. *Ambio* 21(3): 250-257.
- United States Federal Register. 1993. Natural resource damage assessments under the Oil Pollution Act of 1990 (58 Fed. Reg. 4601-4614).
- Weitzman, M. L. 1992. On diversity. *Quarterly Journal of Economics* 107(2): 363-405.

Jyrki Kangas

METSIEN MONIKÄYTÖN SUUNNITTELU - ONGELMIA JA RATKAISUKEINOJA

1 JOHDANTO

Metsäsuunnittelu ei periaatteessa eroa muista suunnitteluprosesseista. Se - kuten muukin suunnittelu - on päätöksenteon tukemista, informaation tuottamista parhaan mahdollisen, hyvän tai vähintäänkin tyydyttävän valinnan mahdollistamiseksi. Myöskään metsien monikäytön suunnittelu ei eroa muusta suunnittelusta, esimerkiksi puuntuotannon suunnittelusta, perimmäisen tarkoituksensa suhteen. Usean käyttömuodon yhteistarkastelu on kuitenkin käytännön toteutuksena aina vähintään yhtä hankalaa kuin vain yhden käyttömuodon erillissuunnittelu.

Rationaalinen päätöksentekijä valitsee hyvien tai tyydyttävienkin vaihtoehtojen joukosta parhaaksi katsomansa päätösvaihtoehdon, jos sellainen vain suinkin on määriteltävissä (esim. Etzioni 1986). Metsäsuunnittelun tutkimus tuottaa metsällisen päätöksenteon tukemisen menetelmiä ja apuneuvoja. Niiden tarkoitus on auttaa päätöksentekijöitä päätösvaihtoehtojen arvottamisessa ja vertailussa ja edelleen parhaan mahdollisen, eli hyödyn maksimoivan, päätöksen tekemisessä. Tutkimusten tuotteita ja tuloksia voidaan niin haluttaessa hyödyntää käytännön suunnittelusysteemeissä ja -tehtävissä. Päätöksenteon tukemisessa tarvitaan apuneuvoja silloin, kun ihmisaivojen kapasiteetti ei yksin riitä suunnittelutehtävän ratkaisemiseen.

Käytännön metsäsuunnittelussa on ollut käytössä ja käytettävissä enimmäkseen metsien yhden käyttömuodon, puuntuotannon, suunnitteluun tarkoitettuja apuneuvoja (Päivinen ym. 1992). Jo pelkässä puuntuotannon suunnittelussa on todettu teknisten apuneuvojen tarve. Monikäytön suunnittelussa apuneuvojen tarve on epäilemättä vielä suurempi, pitäähän siinä puuntuotannon lisäksi samanaikaisesti hallita muunmuassa maisemallisia, riistanhoidollisia ja luonnonsuojellisia näkökohtia. Paitsi kaikki puuntuotannon, myös maisemansuunnittelun, riistanhoidon, luonnonsuojelun ja metsien muiden käyttömuotojen suunnittelun ongelmat vaikeuttavat monikäytön suunnittelua - puhumattakaan eri käyttömuotojen yhteislaskelmien ongelmista.

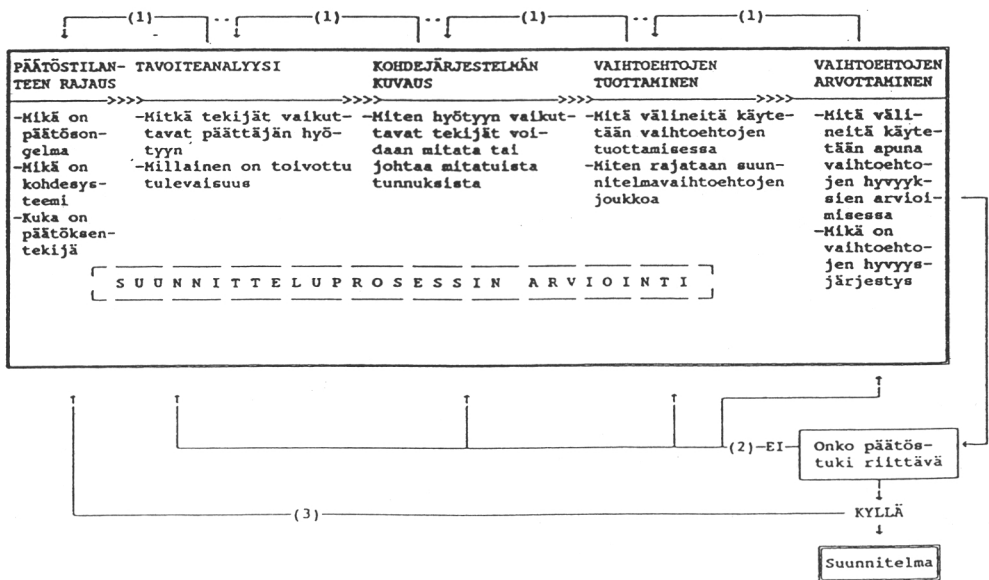
Tässä kirjoituksessa keskitytään lähinnä niiden metsien monikäytön suunnittelun ongelmien pohtimiseen, joiden ratkaiseminen voidaan katsoa kuuluvan tutkijoille. Esimerkiksi siihen, pitääkö osallistuvassa suunnittelussa painottaa luonnonsuojelijoiden vai matkailuyrittäjien näkemyksiä, tai muihinkaan poliittisiin kysymyksiin, ei kajota. Kirjoituksessa paitsi esitetään joitakin keskeisiä metsien monikäytön suunnittelun ongelmakohtia, myös esitellään eräitä viime aikoina Joensuussa kehitettyjä ja sovellettuja suunnitteluongelmien ratkaisukeinoja.

2 METSIEN MONIKÄYTÖN SUUNNITTELUN ONGELMIA

Metsäsuunnittelun prosessi voidaan kaavamaisesti jakaa viiteen vaiheeseen: (i) päätöstilanteen rajaaminen, (ii) tavoiteanalyysi, (iii) kohdejärjestelmän eli metsän kuvaus, (iv) päätösvaihtoehtojen tuottaminen ja (v) päätösvaihtoehtojen arvottaminen (Kuva 1). Suunnitteluprosessin tulos on yleensä suunnitelma: päätösuositus ja sille vaihtoehtoja niiden seuraamuksia kuvaavine tietoineen. Suunnitteluprosessi jatkuu kunnes sen tuottama päätöstuki on riittävä tai kunnes sen jatkaminen todetaan muutoin kannattamattomaksi: teoriassa suunnitteluprosessia kannattaa jatkaa niin kauan kuin siitä saatava lisähyöty on suurempi kuin sen aiheuttama lisäkustannus. (Kangas ym. 1992b).

Muiden kuin puuntuotannollisten näkökohtien huomioon ottaminen metsäsuunnittelussa aiheuttaa lisätyötä ja monimutkaistaa suunnitteluprosessin eri vaiheita verrattuna "perinteiseen" metsätalouden suunnitteluun. Nykyään valtaosa metsänomistajista, suuresta yleisöstä puhumatta-kaan, näkee metsissä muitakin kuin puuntuotannollisia arvoja (esim. Järveläinen 1988, Karppinen & Hänninen 1990). Siksi tämän lisätyön tekeminen on usein välttämätöntä, jos halutaan tuottaa tilaajiansa tyydyttäviä suunnitelmia.

Metsien monikäytön suunnittelun tavoiteanalyyssissä joudutaan punnitsemaan useiden eri tavoitteiden keskinäisiä tärkeyksiä: kuinka tärkeä on esimerkiksi metsän ulkoiluarvo suhteessa puuntuotannon nettotulojen tärkeyteen. Koska tavoitteet ja niiden tärkeydet vaihtelevat suunnittelutilanteittain, ne on paras selvittää tapauskohtaisesti. Tavoiteanalyyssin keskeisiä ongelmakohtia ovat tavoitteiden ja niiden tärkeyksien tiedusteleminen sekä niiden muuttaminen numeerisiksi suunnittelulaskelmia varten. Tavoiteanalyyssin merkitys painottuu osallistuvassa suunnittelussa, missä kansalaisten ja intressiryhmien näkemykset tulisi selvittää ja myös ottaa ne suunnittelulaskelmissa huomioon.



Kuva 1. Metsäsuunnittelun prosessi (Kangas ym. 1992b).

Metsän kuvauksessa ja vaihtoehtojen arvottamisessa törmätään mittausongelmiin: miten mitata vaikkapa luonnon monimuotoisuutta, josta ei ole olemassa edes yleisesti hyväksyttyä operaati-onaalista määritelmää. Jotkin mahdollisista tavoitesuureista, esimerkiksi maiseman kauneus, ovat lisäksi luonteeltaan subjektiivisia: yksi arvostaa valoisaa koivikkoa, toinen jyhkeää hongikkoa. Monien tavoitesuureiden, esimerkiksi maiseman kauneuden, arvoa ei kyetä mittaamaan suoraan metsästä, vaan ne joudutaan johtamaan mitattavissa tai arvioitavissa olevista tunnuksista käyttäen matemaattisia malleja. Päätöksentekijöitäin vaihtelevien arvostusten osalta mallit tulee laatia tapauskohtaisesti.

Metsän kuvauksen sekä päätösvaihtoehtojen tuottamisen ja arvottamisen yhteinen ongelma on tavoitesuureiden arvojen ennustaminen. Mallilla laskettavan tunnuksen osalta ennustamisen ongelmana on arvioida mallissa selittäjinä olevien suureiden arvojen kehittyminen tulevaisuudessa. Esimerkiksi monet uhanalaiset eliölajit vaativat elinympäristöltään lahonnutta tai lahoavaa puuainesta. Jos yhtenä tavoitteena on saada aikaan hyvä elinympäristö joillekin lahoppuuta vaativille uhanalaisille lajeille, ei riitä tieto siitä, minkälaista lahoppuuta kyseiset lajit tarvitsevat ja mikä on lahoppuun määrä lahoppuutyypeittäin tällä hetkellä. Jotta vaihtoehtojen vertailuvaiheessa voitaisiin arvottaa päätösvaihtoehdot näiden uhanalaisten lajien elinmahdollisuuksien kannalta, on kyettävä laatimaan lahoppuun kehityssennusteet. Tiedon puute tältä osin on toistaiseksi ilmeinen.

Objektiiviseen tietoon perustuvien tuotantofunktioiden, kasvumallien tai muiden arvottamiskeinojen puute on ilmeinen paitsi lahoppuun myös monen muun mahdollisen tavoitesuureen osalta. Metsänkäsittelyvaihtoehtojen arvottamiseen esimerkiksi mustikan tuotannon tai teeren elinympäristövaatimusten kannalta ei ole toistaiseksi käytettävissä tutkimustietoon perustuvia matemaattisia malleja. Kuitenkin tutkimustuloksia on molemmista julkaistu paljonkin (esim. Jäppinen & Hotanen 1987, Marjakangas 1986, Helle & Helle 1991) ja käytännön kokemusta on ajan mittaan kertynyt runsaasti. Koska on olemassa akuutti tarve esimerkiksi riistanäkökohtien kytkemiseen metsäsuunnitteluun, viime aikoina on tutkailtu mahdollisuuksia pukea asiantuntemus suunnittelulaskelmissa käyttökelvopoiseen muotoon.

Metsien monikäytön suunnittelussa joudutaan päätösvaihtoehdot arvottamaan useamman kuin yhden tavoitesuureen suhteen, ja aina tavalla tai toisella vertailemaan päätösvaihtoehtoja kokonaisvaltaisen hyvyyden kannalta. Pyrkimyksenä on tietenkin saada aikaan kokonaisuuden kannalta paras suunnitelma. Monitavoitteisessa päätösongelmassa päätösvaihtoehtojen kokonaisvaltainen tarkastelu edellyttää useiden eri tavoitesuureiden suhteen tehtyjen arvottamisten rinnastamista keskenään. Metsien monikäytön suunnittelussa hankaluuksia aiheuttavat erityisesti eri mittayksiköin ja -asteikoin ilmaistavien suureiden yhteismitallistaminen.

Erityyppisten tavoitesuureiden rinnastaminen suunnittelulaskelmissa onkin eräs monikäytön suunnittelun keskeisimmistä ongelmista: miten esimerkiksi määrittää kuinka suuren nettotulojen vähenemisen korvaa pihlajan osuuden lisääntymisen aiheuttama maiseman kaunistuminen. Tällaisten vaihtosuhteiden määrittäminen nojaa pitkälti henkilöittäin vaihteleviin tavoitteisiin ja arvoihin. Mitä tärkeämpänä pitää maisemaa suhteessa puuntuotannon nettotuloihin ja mitä kauniimpänä kokee pihlajan verrattuna vaihtoehtoihin puulajeihin, sitä suuremman nettotulojen vähenemisen mainitussa tilanteessa hyväksyy. Tavoitteiden ja tavoitesuureiden rinnastamisongelma kulkeekin käsi kädessä tavoiteanalyysin kanssa. Tavoiteanalyysin kautta voidaan myös hakea ratkaisukeinoja eri mitta-asteikoin ja mittayksiköin ilmaistavien suureiden rinnastamiseen suunnittelulaskelmissa.

3 ERÄITÄ VIIME AIKOINA KEHITETTYJÄ SUUNNITTELUONGELMIEN RATKAISUKEINOJA

3.1 Analyytisen hierarkiaproessin soveltaminen metsien monikäytön suunnitteluun

Analyytinen hierarkiaproessi (AHP) -niminen päätösanalyysimenetelmä on perusversiossaan sovellettuna päätösongelman kokonaisvaltainen tarkastelutapa (Saaty 1980). Sitä on suositeltu erityisesti ympäristötaloudelliseen päätöksentekoon ja suunnitteluun (Saaty & Gholamnezhad 1982, Anselin ym. 1989, Varis 1989). Metsäsuunnittelun tehtäviin sitä ovat soveltaneet ainakin Mendoza ja Sprouse (1989), Kangas (1991, 1992) ja Kangas ym. (1992a). Pohjimmiltaan AHP:ssä sovellettu arvottamistekniikka on mittaamisen teoriaa: teoria suhdeasteikon konstruomisesta pareittaisiin vertailuihin perustuen.

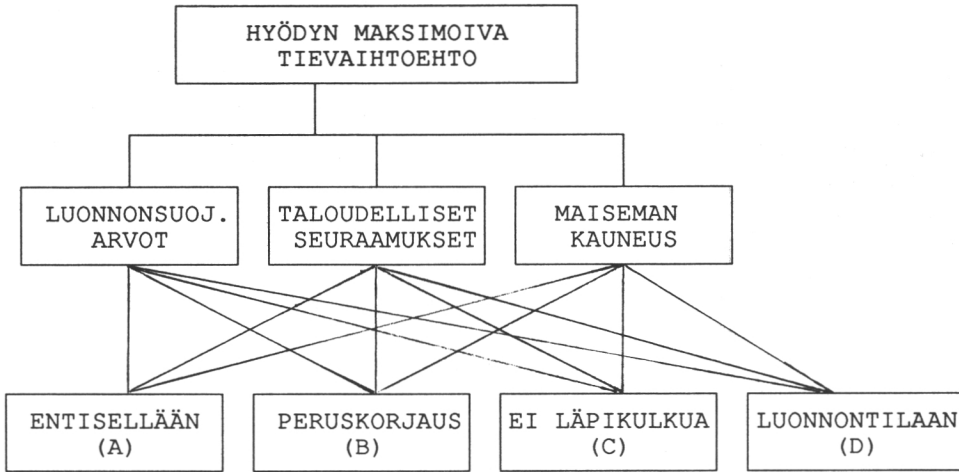
AHP:n etuina voidaan mainita laadullisten ja määrällisten kriteereiden rinnastaminen teoreettisesti perustellusti, mukautuvuus mitä erilaisimpiin suunnittelutehtäviin, päätöksentekijän tavoitteiden ja mielipiteiden huomioon ottamisen mahdollisuus sekä asiantuntemuksen hyödyntämisen mahdollisuus. Huonona puolena taas on todettava erityisesti tarkasteltavien päätösvaihtoehtojen enimmäismäärän pienuus. Viimeksi mainitun syyn takia AHP ei sellaisenaan sovellu taktisen metsäsuunnittelun tehtäviin, joissa tarkastellaan suurta määrää metsäalueen metsikkökuvioitaisten toimenpiteiden yhdistelmiä. Näitä yhdistelmiä on esimerkiksi tapauksessa, jossa kuvioita on 500 ja jokaisella kuviolla suunnittelukaudella 40 toimenpideohjelmavaihtoehtoa, 20.000 kappaletta. AHP:n perusversiota käytettäessä se on liian paljon.

Lähestymistapa soveltuukin parhaiten sellaiseen strategiseen metsäsuunnitteluun, jossa on vähäinen määrä selkeästi määriteltyjä strategiovaihtoehtoja. Se sopii mainiosti myös ympäristövaikutusten arviointiprosessien osaksi. Vastikään on esitetty AHP:n sovellutus osallistuvaankin metsäsuunnitteluun (Kangas & Matero 1993). Myös valtakunnan metsäpolitiikan valmistelussa lähestymistapa olisi kokeilemisen arvoinen.

AHP:ia käytettäessä suunnittelutilanne jäsennellään päätöshierarkiaksi (Kuva 2). Hierarkian ylimmällä tasolla on päätösongelman yleinen päämäärä, toisen tason muodostavat päätöskriteerit. Seuraavilla tasoilla päätöskriteerit kuvataan taso tasolta yksityiskohtaisemmillä alikriteereillä jatkaen yksityiskohtaistamista kunnes päätösvaihtoehdot kyetään arvottamaan jokaisen alikriteerin suhteen. Hierarkian alimmalla tasolla ovat päätösvaihtoehdot.

Päätösvaihtoehtojen arvottaminen kokonaisuuden kannalta perustuu hierarkiassa samaan ylemmän tason "laatikkoon", päätöselementtiin, viittaavien elementtien pareittaisiin vertailuihin. Toisella tasolla olevia päätöskriteerejä verrataan niiden tärkeyden kannalta: kuinka tärkeitä ne ovat kokonaisuuden kannalta. Alikriteereiden tärkeys taas määritetään välittömästi ylemmällä hierarkiatasolla olevan päätöselementin kannalta. Päätösvaihtoehtoja vertaillaan päätöshierarkiasa alimpina olevien alikriteereiden tai kriteereiden suhteen, kunkin suhteen erikseen. Pareittaiset vertailut suoritetaan tiettyä sanallista tai graafista vertailuasteikkoa ja sitä vastaavaa numeerista skaalaa käyttäen. Päätösvaihtoehtojen kokonaisvaltaiset hyvyydet voidaan laskea, kun on tiedossa kunkin päätöskriteerin tärkeys suhteessa muiden kriteereiden tärkeyksiin sekä kunkin vaihtoehdon hyvyys suhteessa muiden vaihtoehtojen hyvyyskiin jokaisen alimman tason päätöselementin kannalta.

Yksinkertaistettu esimerkki valaiskoon AHP:n kulkua metsien monikäytön strategisessa suunnittelussa. Suunnittelukohteena olkoon yksityisomistuksessa oleva metsälö. Tarkasteltavana olkoon läpi metsälön kulkevan tien kohtalo. Tien tulevaisuudelle olkoon neljä vaihtoehtoa: A. pitää tie entisellään metsätienä sallien läpikulkuliikenne, B. peruskorjata tie, C. sulkea tie moottoriajoneuvojen läpikulkuliikenteeltä, ja D. palauttaa tie luonnontilaan. Päätöskriteereiksi otettakoon tällä kertaa alueen luonnonsuojelullinen arvo, päätöksen toteuttamisesta aiheutuvat taloudelliset seuraamukset ja maisemalliset näkökohdat. Oletetaan edelleen, että päätösvaihtoehtoja kyetään vertailemaan näiden kriteereiden kannalta kokonaisvaltaisesti jakamatta niitä alikriteereihin. (Kuva 2).



Kuva 2. Päätöshierarkiaesimerkki: metsätien tulevaisuusvaihtoehtojen vertailun päätöskaavio.

Päätöksentekijä, tässä tapauksessa metsänomistaja, vertaa kriteereiden tärkeyksiä pareittaisin vertailuin käyden läpi kaikki kolme tarvittavaa vertailuparia. Kysymys kuuluu, kumpi kriteereistä, esimerkiksi luonnonsuojelullinen arvo vai taloudelliset seuraamukset, on tärkeämpi ja kuinka paljon tärkeämpi. Vertailujen perusteella voidaan määrittää numeroin ilmaistavat suhteelliset tärkeysarvot kriteereille. Olkoot suhteelliset tärkeydet numeroina seuraavat: luonnonsuojelulliset arvot 0,3, taloudelliset seuraamukset 0,5 ja maisemalliset näkökohdat 0,2.

Päätösvaihtoehdot arvioidaan samalla pareittaisen vertailujen tekniikalla kunkin kriteerin suhteen. Koska metsänomistaja ei koe kykenevänsä vertailemaan vaihtoehtoja luonnonsuojelullisen arvon eikä taloudellisten seuraamusten kannalta, käytetään asiantuntijavertailuja vaihtoehtojen hyvyksien arvioinnissa näiden kriteerien suhteen. Koska maiseman arvostus vaihtelee henkilöittäin ja metsänomistajalla on vankat mielipiteet maiseman kauneusarvoista, metsänomistaja vertaa vaihtoehtoja maiseman suhteen itse (Taulukko 1).

Taulukko 1. Pareittaisin vertailuin määritellyt tien kohtalovaihtoehtojen suhteelliset hyvyydet tarkasteltujen päätöskriteereiden kannalta

kriteeri	vaihtoehto:			
	A	B	C	D
luonnonsuojelullinen arvo	0,20	0,10	0,30	0,40
taloudelliset seuraamukset	0,50	0,15	0,30	0,05
maisemallinen arvo	0,20	0,10	0,20	0,50

Kun kriteerien tärkeydet ja vaihtoehtojen hyvyydet kunkin kriteerin kannalta on määritetty, kokonaisvaltaisen hyvyysarvon laskeminen vaihtoehdoille on suoraviivaista yhteen- ja kertolaskua. Vaihtoehdon kokonaisvaltainen hyvyys saadaan kertomalla sen hyvyys kunkin kriteerin suhteen vastaavan kriteerin tärkeydellä ja laskemalla yhteen näin saadut luvut. Esimerkiksi vaihtoehdon A kokonaisvaltainen hyvyysarvo saadaan laskutoimituksella: $0,3 \cdot 0,20 + 0,5 \cdot 0,50 + 0,2 \cdot 0,20 = 0,35$. Vastaavasti lasketaan muille vaihtoehdoille hyvyysarvot: B: 0,125, C:

0,28 ja D: 0,245. Tämän laskelman mukaan suositeltavin päätösvaihtoehto on vaihtoehto A eli tien jättäminen entiselleen.

Sovellettaessa lähestymistapaa osallistuvaan suunnitteluun päätöshierarkian toiseksi ylimmäksi tasoksi lisätään sidosryhmät tai kansalaiset. Esimerkki osallistuvan suunnittelun tehtävistä voisi olla edellä kuvatun tien kohtalosta päättäminen tien sijaitessa valtion omistamalla maalla, vaikkapa kansallispuistossa.

Osallistuvassa suunnittelussa tarkastelu voidaan tehdä erittelevän periaatteen mukaan kunkin sidosryhmän tai kansalaisen osalta erikseen tai yhdistelevän periaatteen mukaan antamalla kullekin sidosryhmälle tai kansalaiselle suhteellinen painoarvo (Kangas & Matero 1993). Keskeisin etu AHP:n käytössä osallistuvassa suunnittelussa saadaan konfliktien tunnistamisessa ja kompromissien etsimisessä. Sidoryhmien tai kansalaisten erilaisia painoarvohdistelmää kokeilemalla nähdään, mihin valintaan mikäkin painotus johtaa ja kuinka herkkä valinta on erilaisille painoarvojen muutoksille. Vastaavasti voidaan selvittää, mitä tahoja mikäkin valinta eniten tai vähiten tyydyttää.

Yleensäkin AHP:n, kuten minkä tahansa suunnittelumenetelmän, soveltamisen päätulos on monipuolinen päätöstilannetta, päätösvaihtoehtoja ja päätöskriteereitä sekä näiden yhteyksiä valaiseva informaatio. Mikään suunnittelun apuneuvo ei tuota valmista päätöstä.

3.2 Metsänomistajan maisemanäkemyksen huomioonottamisen menetelmä

Kuten edellä todettiin, AHP-menetelmän perusversio ei sellaisenaan sovellu taktiseen metsäsuunnitteluun. Taktisessa metsäsuunnittelussa vaihtoehtoisia suunnitelmia, eli kuvioittaisten toimenpide-ehdotusten yhdistelmiä, on paljon. Suuren valintatehtävän ratkaisemiseen tarvitaan numeerisia optimointimenetelmiä.

Puuntuotannon ja kvantitatiivisin suurein (markat, kuutiot, kilot yms.) ilmaistavien tuotantomuotojen optimoinnissa voidaan periaatteessa ongelmitta käyttää matemaattisen optimoinnin menetelmiä (esim. Siitonen 1983, Kilkki 1985, Pukkala 1993). Laadullisten tavoitteiden kytkeminen matemaattisen optimoinnin tehtäviin on mutkallisempaa: optimointia varten päätösvaihtoehtojen hyvyydet kunkin tavoitteen suhteen on kyettävä tavalla tai toisella ilmaisemaan välimatka- tai suhdeasteikollisina mittayksiköinä. Laadullinen tavoitesuure, jollainen metsän maisemallinen kauneus on, on kvantifioitava suunnittelulaskelmia varten.

Laadullisen tavoitesuureen kvantifioimista varten voidaan laatia matemaattinen malli, jolla erilaisten metsiköiden hyvyys tarkasteltavan tavoitteen kannalta voidaan määrittää metsiköstä tiedossa olevan informaation perusteella. Käytännön metsäsuunnittelussa kvantifioimismenetelmän on oltava yksinkertainen, nopea ja halpa käyttää. Menetelmän tekniikka sinänsä voi olla miten monimutkainen ja vaikea tahansa. Pääsääntöisesti vain erikoiskohteissa, kuten luonnon-suojelualueilla ja taajamametsissä, on nykyään halua panostaa suunnitteluun siinä määrin, että suunnittelun rutiiniluonteisuuden vaatimuksesta voidaan luopua.

Koska maisemallinen kauneus on subjektiivinen käsite, sen kvantifioimismalli on laadittava jokaiselle päätöksentekijälle, yksityismetsätaloudessa metsänomistajalle, erikseen. Siksi mallin on oltava paitsi helppo käyttää myös helppo ja nopea laatia. Seuraavassa esitetään erilaisia metsiköitä esittäviin kuviin, pareittaisiin vertailuihin ja regressioanalyysiin perustuvan maisemallisten arvostusten kvantifioimistavan periaatteet (Kangas ym. 1993).

Lähestymistavan vaiheet ovat:

- (i) valitaan joukko erilaisia metsiköitä esittäviä kuvia,
- (ii) metsänomistaja vertailee kuvien esittämien metsiköiden kauneutta pareittaisin vertailuin,
- (iii) vertailujen pohjalta lasketaan jokaiselle metsikölle sen maisemallista kauneutta kuvaava suhteellinen lukuarvo, ja
- (iv) laaditaan regressioanalyysillä matemaattinen malli, jossa kauneusarvoa selitetään metsiköstä metsäsuunnittelussa tiedossa olevien tunnusten arvoilla.

Kohdassa (i) on oleellista saada kuvien joukkoon paljon todellisuudessa mahdollista puulajien, ikäluokkien yms. vaihtelua: paras kuvajoukon valinta saattaa vaihdella tiloittain. Toisaalta suunnittelun halpuuden ja rutiiniluonteisuuden vaatimukset edellyttävät saman kuvasarjan käyttöä tilan ominaisuuksista riippumatta. Lähestymistavan testissä arvioitiin 21 metsikön kauneus. Kuvat oli järjestetty viiteen viiden metsikön ryhmään. Ns. skaalausmetsikkö sisällytettiin jokaiseen ryhmään. Ryhmittelyn tarkoitus oli vähentää tarvittavien pareittaisten vertailujen määrää. Skaalausmetsikön avulla eri ryhmiin kuuluvien metsiköiden kauneusarvot saatettiin yhteismitallisiksi. Mallin laatimisen automatisoimiseksi käytettiin askeltavaa regressioanalyysiä.

Näin laadittua matemaattista mallia voidaan käyttää metsäsuunnittelun optimointilaskelmissa. Koska mallilla laskettu maisema-arvo ei ole konkreettisin yksiköin tai muutoin yksinkertaisesti tulkittavissa, sen käyttö tavanomaisessa lineaarisessa optimoinnissa on hankalaa. Siksi on suositeltavaa käyttää tässä yhteydessä tavoiteohjelmointia, jossa minimoidaan tavoitesuureiden maksimiarvojen suhteellisten alitusten tavoitteiden tärkeyksillä painotettua summaa (Kangas & Pukkala 1992). Metsiköittäisten kauneusarvojen ohella alueen metsiköiden ominaisuuksien vaihtelulla on todettu olevan merkitystä metsäalueen maiseman kauneudelle. Vaihtelu on mahdollista kytkeä maisema-arvon laskentaan ja käsittelyyn optimoinnissa, jos matemaattisen optimoinnin sijasta käytetään heuristista optimointia (Pukkala & Kangas 1993).

3.3 Riista-asiantuntemuksen mallittaminen metsäsuunnittelua varten

Riista-asiantuntemuksen mallittaminen poikkeaa edellä kuvatusta maisemanäkemyksen mallittamisesta erityisesti siinä, että asiantuntemusta ei tarvitse mallittaa erikseen jokaista metsänomistajaa varten. Kun asiantuntemus on kerran kelvollisesti puettu matemaattiseksi malliksi, mallia voidaan soveltaa suunnittelutilanteesta toiseen. Siksi asiantuntemukseen perustuvan mallin laatimiseen on mahdollista panostaa enemmän kuin yksittäisen metsänomistajan henkilökohtaiseen maisemamalliin: on esimerkiksi mahdollista käyttää suurempaa ja monipuolisempaa mallinlaadinta-aineistoa.

Riista-asiantuntemuksen mallittamista metsien monikäytön suunnittelua varten on vastikään tutkittu ja erästä lähestymistapaa testattu (Kangas ym. 1993). Tapaustudkimuksessa laadittiin riista-asiantuntemukseen perustuva elinympäristön arvottamismalli teerelle. Sovelletun lähestymistavan vaiheet olivat seuraavat:

- (i) valittiin joukko teeren elinympäristövaatimusten ja metsäsuunnittelun asiantuntijoita,
- (ii) tuotettiin metsäalueelle joukko suunnitelmavaihtoehtoja,
- (iii) asiantuntijat arvioivat suunnitelmien toteuttamisen tuottamia metsän tiloja suunnittelukauden lopussa teeren elinympäristövaatimusten kannalta pareittaisin vertailuin,
- (iv) jokaiselle verratulle metsän tilalle laskettiin vertailujen perusteella sen suhteellista hyvyttä teeren kannalta kuvaava lukuarvo, ja
- (v) laadittiin malli, jossa suhteellista hyvyttä selitettiin metsäaluetta kuvaavilla, metsäsuunnittelussa tunnettavilla tiedoilla.

Näin laadittua mallia voidaan käyttää riistan elinympäristövaatimusten ottamisessa metsäsuunnittelussa huomioon. Teeren elinympäristövaatimuksia kuvaavan mallin, kuten minkään muunkaan mallin, käyttö metsäsuunnittelussa ei ole ongelmatonta. Eräs hankaluus aiheutuu siitä vaatimuksesta, että mallissa käytettävien selittäjien arvot on tunnettava metsäsuunnittelussa. Esimerkiksi aluskasvillisuuden koostumus on tärkeä ominaisuus teeren kannalta, mutta aluskasvillisuutta ei nykyään yleensä arvioida riittävän tarkoin. Kohdan (iii) vertailuja vaikeuttaa teeren elinympäristövalinnan erilaisuus eri vuodenaikoina.

Lähestymistavan testissä 15 asiantuntijaa arvotti 10 erilaista metsän tilaa. Aineisto palveli testitarkoitusta: käytännön suunnittelua varten on tarpeen perustaa malli huomattavasti suurempaan määrään vertailtavia vaihtoehtoja. Pareittaisten vertailujen perusteella laadittiin teeren elinympäristövaatimuksia kuvaava malli, jota voidaan käyttää metsäsuunnittelun optimointilaskelmissa. Lähestymistapa todettiin testeissä kehittämiskelpoiseksi. Jatkossa on tarkoitus laatia mallit aluksi metsäkanalintujen elinympäristövaatimuksille.

4 LOPUKSI

Koska päätökset koskevat aina tulevaisuutta, ei täydellistä tietämystä siitä, mihin eri päätökset johtavat, voida saavuttaa. Päätös on aina tehtävä enemmän tai vähemmän epävarman tiedon varassa. Erityisen paljon tiedon sekä erityisesti sen käsittelyn ja hyödyntämisen puutteita ja ongelmia on metsien monikäytön suunnittelussa. Viime aikoina on kuitenkin metsien monikäytön tutkimuksessa päästy hyvään vauhtiin niin metsän eri hyötyvaikutusten selvittämisessä kuin niiden yhteistarkastelumenetelmienkin kehittämisessä.

Suunnitteluapparaatteihin on jo lähivuosina saatavissa yhtä hyvin marjasatojen tuotantofunktiot, riistan elinympäristöjen arvottamismallit ja metsien monimuotoisuuden arviointikeinot kuin erityyppisten päätöskriteereiden rinnastamismenetelmätkin. Itse asiassa monitavoitteisen metsäsuunnittelun perusmenetelmät strategiseen ja taktiseen suunnitteluun ovat jo käytettävissä - myös monikäytön suunnittelulle tyypillisiin tilanteisiin, joissa metsäalueen arvoa ei voi laskea yksinkertaisesti metsikköittäisten arvojen summasta ja joissa tuotannon arvo ei ole lineaarisessa suhteessa yksikkömäärään (esim. Kangas & Pukkala 1992, Pukkala & Kangas 1993). Suurin pullonkaula tällä hetkellä onkin metsää ja sen arvoja kuvaavien matemaattisten mallien puute.

Hyvän monikäyttösuunnitelman teko edellyttää monipuolisemman suunniteltavan alueen kuvauksen kuin pelkkä puuntuotannon suunnittelu. Paikkatietojärjestelmien hyödyntämistä metsäsuunnittelussa onkin selvitelty (esim. Nalli 1992, Nuutinen & Pukkala 1992), ja kaupallisia metsäkarttatiedon hallintaohjelmistoja on saatavilla. Paikkatiedon hallinta on tärkeää monikäytön suunnittelussa, koska metsän ominaisuuksilla suhteessa lähiympäristöön sekä sijainnilla on monesti vaikutusta sille asetettaviin tavoitteisiin ja sen arvoihin eri tavoitteiden kannalta. Esimerkiksi metson soidinpaijan sijainti on hyvä tuntee metsäsuunnittelussa, jos riistan elinympäristöä halutaan vaalia. Myös metsikön maisemallinen herkkyys riippuu suuresti sen sijainnista, samoin metsikön ulkoiluvarvo.

Kuitenkaan paikkatietojärjestelmän käytettävyys ei yksin riitä monikäytön suunnittelussa. Suunnittelun kohteena olevasta alueesta on oltava myös se perustieto, joka voidaan kartalle paikantaa. Nykyisin metsäsuunnittelussa kerättävä informaatio on monikäytön suunnittelun kannalta monin osin vajavaista. Monien uhanalaisten ja harvinaisten eliölajien ja siten luonnon monimuotoisuuden kannalta keskeinen ominaisuus on lahoppuun määrä ja laatu. Lahoppu-arvioinnin kytkeminen tiedonkeruuseen poistaisi yhden tiedonpuuteongelman. Suunnittelua

varten pitäisi kyetä laatimaan myös lahopuun kehityssennusteet. Samat arvioinnin ja ennustemallien puutteet koskevat aluskasvillisuutta, jonka ominaisuudet ovat tärkeitä niin useiden eläinlajien kuin marjasatojen ja metsikkömaisemankin kannalta.

Tiedonkeruun ja laskentamenetelmien täsmällistäminen ja monipuolistaminen aiheuttavat helposti lisäkustannuksia suunnitteluun. Tarvittavan tiedon määrä pitäisi voida päättää tapauskohtaisesti: jos tavoitellaan vain suuria puuntuotannon nettotuloja, ei kannata panostaa maisemansuunnitteluun tai aluskasvillisuuden kuvaukseen. Hyödyn maksimointi -sääntö pätee myös metsäsuunnittelussa: kuten edellä todettiin, suunnittelua kannattaa tarkentaa ja monipuolistaa vain siinä määrin, että tarkentamisesta ja monipuolistamisesta saatava lisähyöty on vähintään yhtä suuri siitä kuin koituvaa lisäkustannus. Jää käytännön suunnittelua toteuttavien tahojen päätettäväksi, kannattaako metsäsuunnittelun tutkimuksessa kehitettyjä menetelmiä jalostaa ja ottaa tosi toimiin.

KIRJALLISUUS

- Anselin, A., Meire, P. M. & Anselin, L. 1989. Multicriteria techniques in ecological evaluation: An example using the Analytic Hierarchy Process. *Biological Conservation* 49:215-229.
- Etzioni, A. 1986. The case for multiple-utility conception. *Economics and Philosophy* 2:159-183.
- Helle, P. & Helle, T. 1991. Miten metsärakenteen muutokset selittävät metsäkanalintujen pitkän aikavälin kannanmuutoksia? *Suomen Riista* 37:56-66.
- Jäppinen, J-P. & Hotanen, J-P. 1987. Metsämarja- ja sienisatotutkimus Suomessa - irrallisista satoarvioista yleistykseen? *Luonnon Tutkija* 91(3):96-110.
- Järveläinen, V-P. 1988. Yksityismetsien rakennemuutos ja puun tarjonnan kehitys. Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos. Katsaus 2/1988:6-12.
- Kangas, J. 1991. Menetelmä metsäojitusvaihtoehtojen hyötyvertailuun. *Suo* 42(3-4):49-59.
- Kangas, J. 1992. Multiple-use planning of forest resources by using the Analytic Hierarchy Process. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7:259-268.
- Kangas, J., Karsikko, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993. A method for estimating habitat suitability function for forest planning on the basis of expertise. *Käsikirjoitus*. 29 s.
- Kangas, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993. A method for estimating forest landowner's landscape preferences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8. Painossa.
- Kangas, J. & Matero, J. 1993. Ruunaan luonnonsuojelualueen jako aarni- ja puisto-osiin -kokemuksia AHP-menetelmästä osallistuvassa metsäsuunnittelussa. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 449. 44 s.
- Kangas, J., Matero, J. & Pukkala, T. 1992a. Analyttisen hierarkiaproessin käyttö metsien monikäytön suunnittelussa - tapaustutkimus. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 412. 48 s.
- Kangas, J. & Pukkala, T. 1992. A decision theoretic approach applied to goal programming of forest management. *Silva Fennica* 26(3):169-176.
- Kangas, J., Päivinen, R. & Varjo, J. 1992b. Integroitu metsäsuunnittelu. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. *Tiedonantoja* 2. 34 s.
- Karppinen, H. & Hänninen, H. 1990. Yksityistilojen hakkuumahdollisuuksien käyttö Etelä-Suomessa. *Folia Forestalia* 747. 84 s.
- Kilki, P. 1985. Timber management planning. *Silva Carelica* 5. 160 s.
- Marjakangas, A. 1986. On the winter ecology of the black grouse, *Tetrao tetrix*, in Central Finland. *Acta Universitatis Ouluensis. Series A. Scientiae rerum naturalium* no. 183. *Biologica* no. 29.

- Mendoza, G. A. & Sprouse, W. 1989. Forest planning and decision making under fuzzy environments: An overview and illustrations. *Forest Science* 35:481-502.
- Nalli, A. 1992. Monikäytön suunnittelumenetelmä. Metsätalouden suunnittelun syventävien opintojen tutkielma. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta.
- Nuutinen, T. & Pukkala, T. 1992. Long-term forestry planning with landscape illustrations. The Joint FAO/ECE/ILO Committee on Forest Technology, Management and Training. Seminar on the use of information systems in forest management. Garpenberg, Sweden, 14-18 September 1992 (in press).
- Pukkala, T. 1993. Monikäytön suunnitteluohjelmisto MONSU. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. Moniste.
- Pukkala, T. & Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest planning. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8. Painossa.
- Päivinen, R., Kangas, J. & Varjo, J. (toim.) 1992. Katsaus metsätalouden suunnitteluun Suomessa ja Ruotsissa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 406. 52 s.
- Saaty, T. L. 1980. The Analytic Hierarchy Process. Planning, priority setting, resource allocation. McGraw-Hill. 283 pp.
- Saaty, T. L. & Gholamnezhad, H. 1982. High-level nuclear waste management: Analysis of options. *Environment and Planning B* 9(2):181-196.
- Siiitonen, M. 1983. A long term forestry planning system based on data from Finnish National Forest Inventory. Helsingin yliopisto, metsänarvioimistieteen laitos. Tiedonantoja 17:195-207.

Kyösti Tuhkalainen

RUUNAAAN LUONNONSUOJELUALUEEN HOIDON JA KÄYTÖN SUUNNITTELU

1 JOHDANTO

Lieksan kaupungin alueella sijaitseva, valtakunnan rajaan ja Ruunaan retkeilyalueeseen rajoittuva Ruunaan luonnonsuojelualue, on perustettu 17.1.1991 annetulla lailla erityiseksi suojelualueeksi. Suojelualueen pinta-ala on 7330 hehtaaria, josta 6880 hehtaaria on maa-alueita ja 450 hehtaaria vesialueita. Alue on metsähallituksen hallinnassa.

Ruunaan luonnonsuojelualueesta annetun lain mukaan alue on perustettu luonnontilaisina ja erämaisina säilyneiden metsä-, suo- ja pienvesistöluonnon osien suojelemiseksi ja säilyttämiseksi mahdollisimman luonnontilaisina sekä ympäristöntutkimusta ja luonnonharrastusta varten. Vastaavan asetuksen mukaan alueella ovat kiellettyjä toimet, jotka saattavat vaikuttaa epäedullisesti alueen luonnonoloihin, maisemaan taikka eläin- tai kasvilajien säilymiseen. Edelleen asetuksen mukaan alueella sallittuja toimia ovat mm. luonnontilan palautukset, tilapäinen leiriytyminen määrätyissä paikoissa ja kivennäismaiden metsien luonnonmukainen metsänhoito, sekä eri luvalla esimerkiksi hirven metsästys, kalastus ja vahingollisiksi käyneiden kasvi- tai eläinlajien lukumäärän vähentäminen. Itäosaan saa rakentaa yhden metsäautotien, jos se on metsänhoidon kannalta välttämätöntä. Alueen hoitoa ja käyttöä varten on laadittava hoito- ja käyttösuunnitelma, jonka perusteet eli runkosuunnitelman vahvistaa ympäristöministeriö.

Runkosuunnitelmaa laativaan työryhmään kuuluu neljä edustajaa metsähallituksesta ja yksi Lieksan kaupungista. Työnsä aikana suunnitteluryhmä on kuullut eri alojen asiantuntijoita ja ottanut eri intressitahojen alkukokouksessa esittämiä näkökohtia suunnittelussa huomioon. Päätöksenteon tueksi Metsäntutkimuslaitos on testannut suunnitteluprosessin aikana Ruunaan luonnonsuojelualueella analyttisen hierarkiaproessin (AHP) sovelluksen käyttökelpoisuutta 14 eri intressitahon näkemyksistä metsätaloustoimenpitein käsiteltävän alueen rajauksesta.

Työryhmän työskentelyn aikana on yhä selvemmin esille tuotu metsäluonnon suojelun puutteita valtakunnassamme. Metsäluonnon monimuotoisuutta on suojeltava entistä paremmin sekä luonnonsuojelualueilla että talousmetsissä. Niiden luonnonsuojelualueiden hoitoa ja käyttöä, joissa metsätalous on aikanaan säädöksin sallittu, on tarkasteltava ottaen huomioon muuttuneet olosuhteet ja uusin tieto. Työryhmä on saanut työnsä valmiiksi ja jatkossa esille tulevat asiat pohjautuvat työryhmän esitykseen, josta metsähallituksen Itä-Suomen puistoalue pyytää seuraavassa vaiheessa lausunnot.

2 ALUEEN LUONNON SUOJELUN TAVOITTEET

Laissa esitettyjä tavoitteita on tarkennettu siten että Ruunaan luonnonsuojelualueen ensisijaisena tavoitteena on säilyttää edustavaa itäsuomalaista erämaisena säilynyttä järvi-, suo- ja metsäluontoa eläimistöineen ja biotooppeineen mahdollisimman koskemattomana. Lisäksi luonnonsuojelunäkökohdat ja alueen luonne huomioon ottaen suojelualueella kehitetään tutkimustoiminnan edellytyksiä sekä rajoitetusti luonnonharrastusta palvelevia retkeily- ja virkistysmahdollisuuksia. Palveluvarustusta keskitetään, jolloin pääosa suojelualueella säilyy rauhallisena. Tavoitteena on, ettei alueelle ohjata suuria ihmismääriä.

3 TEHTÄVÄ SUOJELUALUEVERKOSSA

Alueen luonnonsuojelullinen merkitys perustuu pitkälti sen Etelä-Suomalaiseksi suojelualueeksi suureen kokoon, tietömyyteen ja erämaisuuteen. Tästä johtuen sillä on huomattava merkitys erämaahakuisten eläinlajien elinympäristön turvaajana. Alueen tehtävä onkin säilyttää Pohjois-Karjalan viimeinen tietön metsäerämaa mahdollisimman koskemattomana ja luonnontilaisena. Vanhojen, yli satavuotiaiden metsien suuri osuus ja pinta-ala luovat myös hyvät edellytykset vanhoista karuhkoista metsistä riippuvaisten eliölajien suojelulle.

Alueen opetuksellinen ja virkistysellinen merkitys on vähäinen tai korkeintaan keskinkertainen. Sensijaan varsinkin Pohjois-Karjalan biosfäärialueeseen liittyvän tutkimuksen tarpeille se antaa hyvät lähtökohdat.

Ruunaan kohdalle Venäjän puolelle on suunnitteilla laaja, noin 89 000 ha:n Tuulijärven luonnonsuojelualue. Mikäli suunnitelma toteutuu on Ruunaan luonnonsuojelualueella merkitystä osana suurempaa kokonaisuutta.

4 MAANKÄYTÖN VYÖHYKKEET

Palvelurakenteet ja opastustoiminta keskitetään pääasiassa Ruunaanjärven sekä Säynäsemän rantojen tuntumaan. Siten syrjäosaksi, jonne ei ohjata yleisöä, jää suurin osa alueesta.

5 LIIKKUMIS- JA RETKEILYVYÖHYKKEET

Liikkumisen ja retkeilyn kannalta alue jaetaan kahteen vyöhykkeeseen: perusosaan ja rajoitukseen. Rajoitusosaan kuuluu rajavyöhyke, missä liikkuminen ilman asianmukaista lupaa on kielletty. Perusosassa liikkuminen jalan ja hiihtäen on vapaata. Moottorikelkan tai maastoajoneuvon käyttö on yleisöltä kielletty. Telttailu ja tulenteko on perusosassa sallittu vain sitä varten erikseen osoitetuilla huolletuilla paikoilla.

6 LUONNON JA HISTORIALLISTEN KOHTEIDEN SUOJELU

Eri osa-alueita joiden suojelu poikkeaa toisistaan on Ruunaan luonnonsuojelualueella seuraavasti: luonnonvarainen alue, luonnontilan palautusalueet, luonnonhoitoalueet ja perinnemaisema-alueet. Luonnonvarainen alue muodostuu suojelualueen luonnonsuojelullisesti kaikkein arvokkaimmasta Tuulijoen, Ruunaanjärven ja Lieksanjoen rajoittamasta itäosasta sekä alueen saarista poisluettuna siellä sijaitsevat pienet luonnonhoitoalueet ja perinnemaisema-alueet. Luonnonvaraisella alueella luonnon omaan kehitykseen ei puututa.

Luonnontilan palautusalueilla palautetaan ihmisen toimesta luonnon monimuotoisuutta ajatellen selvästi epäedulliseen suuntaan muutettuja alueita luonnontilaan. Kyseeseen tulevat lähinnä ojien patoaminen vesitalouden palauttamiseksi ennalleen sekä talouskäytössä olleiden metsiköiden polttaminen puuston luonnontilaisen kehityksen jäljittelemiseksi. Ojitusalueiden vähäisen määrän ja pienialaisuuden vuoksi erillisiä suunnitelmia niiden luonnontilan palauttamiseksi ei laadita. Metsiköiden poltoista laaditaan kussakin tapauksessa oma erityissuunnitelma.

Luonnonhoitoalueet ovat tietyn biotoopin säilyttämiseksi tai uhanalaisen eliölajin olemassaolon ja menestymisen varmistamiseksi hoidettavia alueita. Tietojen näistä karttuessa, kustakin laaditaan oma erityissuunnitelmansa.

Perinnemaisema-alueita Ruunaan luonnonsuojelualueella ovat vanhan asutuksen ja maatalouden sekä uiton luomat ympäristöt. Alueella on 1800-luvun lopulla ollut kaikkiaan viisi kruununtorpaa ja metsänvartijatilaa. Sijaintinsa vuoksi vain edustavimpien pihapiirejä ja vielä avoimina olevia peltoja tarkkaillaan ja hoidetaan tarvittaessa. Tavoitteena on pitää ne nykyistä vastaavassa kunnossa. Kämppäniemessä sijaitseva uittoyhdistyksen kämppä korjataan huollon sekä tutkimuksen tarpeisiin. Valkamolahdessa sijaitsevaa rantavajaa käytetään korjauksen jälkeen kohteen esittelyssä.

7 OPASTUS JA TIEDOTUS

Opastuksen taso pidetään kohtuullisen vaatimattomana. Pääteemana on erämaaluonto ja paikallinen kulttuurihistoria. Kohderyhminä ovat pääasiassa Ruunaanjärven vesillä liikkuvat, paikallisväestö ja vaeltajat. Opastuksella ja tiedotuksella ohjataan kävijöitä alueen nähtävyyksiin. Toiminta suunnitellaan alle 5000 kävijän tarpeisiin.

Ruunaan retkeilyalueen opastuskeskuksesta Naarajoelta varataan riittävät tilat myös luonnonsuojelualueen perustietojen esittelyä varten. Tämän lisäksi luonnonsuojelualueen yhteyteen rakennetaan yksi opastuspaikka Ruunaanjärven Itkiinpohjaan. Kaikille levähdys- ja leiriytymispaikoille tulee alueen järjestyssäännöt ja muutamia opastustauluja joissa on alueen suppea yleisesittely. Opastoiminta tapahtuu yhteistyössä retkeilyalueen kanssa. Luonnonsuojelualueesta laaditaan kartallinen taiteellinen ja oppimateriaalia koululais- ym. ryhmien käyttöön.

8 PALVELUVARUSTUS

Varustuksen taso pidetään verraten niukkana ja mitoitus pieniä kävijämääriä suosivana. Palvelut sijoitetaan rantavyöhykkeille. Näillä toimenpiteillä turvataan alueen syrjäosien rauhaa ja luonnonsuojellisia tavoitteita.

Yleisölle tarkoitetuksi poluksi rakennetaan noin 9.4 km:n mittainen vaelluspolun osa Ruunaanjärven länsirannalle. Se liittyy Patvinsuon kansallispuistosta lähtevään maakunnalliseen Kärhupolun vaellusreittiin jatkuen retkeilyalueelle ja kohti Kuhmoa. Uusia teitä alueelle ei rakenneta. Lieksanjoen ylittävän Haapavirran sillan tilalle voidaan rakentaa vain kevytrakenteinen silta. Ruunaanjärven Itkiinpohjan lahteen rakennetaan venevalkama sekä pysäköintialue. Ruunaanjärven läheisyyteen rakennetaan viisi nuotiopaikkaa, joilla yhtä lukuunottamatta sallitaan myös telttailu. Ruunaanjärven länsirannalla metsähallituksen vuokratontilla sijaitseva lomamaja pyritään lunastamaan metsähallitukselle, jolloin sitä voidaan käyttää sekä huollon tukipisteenä että varaustupana.

9 LUONNON HYÖDYNTÄMINEN

Suojelualueeseen kuuluvissa vesissä on kalastus sallittu metsähallituksen luvalla.

Metsästys on luonnonsuojelualueella kielletty. Asetuksessa metsähallituksen luvalla sallittuun hirven metsästykseen ei myönnetä lupia, ellei siihen ole luonnonsuojellusta syytä. Mikäli jokin vieras eläinlaji lisääntyy liikaa ja aiheuttaa haittaa tai vahinkoa alueen alkuperäiselle eläimistölle, voidaan niitä hävittää.

Hakkuita ja hoitotoimenpiteitä tehdään uhanalaisten lajien vaatimuksia lukuun ottamatta vain suojelualueen luonnonvaraisen osan ulkopuolella. Hakkuina tulevat kysymykseen vain poltto- ja tarvepuuhakkuut luonnonsuojelualueen puuhoiltoa varten sekä tarvittaessa sellaiset pienialai-

set käsittelyt, joilla pyritään parantamaan alueen erityissuojelun tarpeessa olevien kasvi- ja eläinlajien asemaa tai säilyttämään ja edistämään alueen biologista monimuotoisuutta. Kustakin hakkuusta ja hoitotoimenpiteestä tehdään erillinen suunnitelma.

Tämän suuntainen vaihtoehto luonnon hyödyntämisestä tuli parhaaksi vaihtoehdoksi myös analyyttisen hierarkiaproessin testauksessa, missä intressitahot pitivät suojelua selvästi tärkeimpänä alueen käyttömuotona tutkimuksen, virkistyksen ja puuntuotannon joukossa. Suurimman prioriteetin aarni- ja puisto-osan linjausvaihtoehdoista sai vaihtoehto, jossa koko alue oli aarniosaa. Intressitahot kokivat mielekkäänä testatun lähestymistavan osallistuvaan suunnitteluun ja tunsivat AHP-menetelmän kautta voivansa todella osallistua suunnitteluprosessiin.

10 ULKOPUOLISTEN TOIMINTOJEN VAIKUTUS

Luonnonsuojelualueeseen vaikuttaa mm. viereisen Ruunaan retkeilyalueen käyttö matkailun yritystoimintoihin. Retkeilyalueella käy vuosittain yli 40 000 kävijää, mikä lisää kävijämääriä myös luonnonsuojelualueella. Toisaalta nämä alueet täydentävät erinomaisen hyvin toisiaan ja tarjoavat kokonaisuutena tarkasteltuna mahdollisuuden alkuperäisen luonnon suojelemiseen ihmisen aiheuttamilta häiriöiltä ja muutoksilta sekä luontoelämysten tarjoamiseen ihmisille virkistyksen lähteeksi.

Viimeisimmät Joensuun tutkimusasemalla ilmestyneet Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja -sarjan julkaisut:

- Nro 383 Mäkkeli, P. & Hotanen, J.-P. (toim.) 1991. Metsänkasvatuksen perusteet turve- ja kivennäismailla. Metsäntutkimuspäivä Joensuussa 1991. 84 s.
- Nro 398 Mäkelä, H. & Salminen, H. 1991. Metsän tilaa ja muutoksia kuvaavia puu- ja puustotunnusmalleja. 265 s.
- Nro 406 Päivinen, R., Kangas, J. & Varjo, J. (toim.) 1992. Katsaus metsätalouden suunnitteluun Suomessa ja Ruotsissa. 52 s.
- Nro 411 Kolström, T. 1992. Dynamics of uneven-aged stands of Norway spruce: a model approach. 29 s. + liitteet.
- Nro 412 Kangas, J., Matero, J. & Pukkala, T. 1993. Analyttisen hierarkia-prosessin käyttö metsien monikäytön suunnittelussa - tapaustutkimus. 48 s.
- Nro 420 Finér, L. 1992. Biomass and nutrient dynamics of Scots pine on a drained ombrotrophic bog. 43 s.
- Nro 438 Driver, B.L. & Peterson, G. L. 1992. Evaluation of the multiple-use research program of the Finnish Forest Research Institute. 71 s.
- Nro 449 Kangas, J. & Matero, J. 1993. Ruunaan luonnonsuojelualueen jako aarni- ja puisto-osiin - kokemuksia AHP-menetelmästä osallistuvassa metsäsuunnittelussa. 44 s.
- Nro 459 Toropainen, M. 1993. Metsäsektorin muutosten työllisyysvaikutukset 1989 - 1997. 84 s.
- Nro 467 Kangas, J. & Karsikko, J. 1993. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset, metsänhoito ja metsäsuunnittelu. 60 s.

METSÄNTUTKIMUSLAITOS

Joensuun tutkimusasema

Käyntiosoite: Yliopistokatu 7
Postiosoite: PL 68, 80101 Joensuu
Puhelin: 973-1514000 (ohivalinnat)
Telefax: 973-1514567

Kansikuva Seija Sulonen

ISSN 0358-4283
ISBN 951-40-1327

Joensuun Yliopiston monistuskampus
Joensuu 1993