

Jyrki Kangas ja Ari Mononen



Jyrki Kangas



Ari Mononen

Ekologiseen asiantuntemukseen perustuvan numeerisen mallin tuottaminen metsäalueen biodiversiteetin arviointiin

Kangas, J. & Mononen, A. 1997. Ekologiseen asiantuntemukseen perustuvan numeerisen mallin tuottaminen metsäalueen biodiversiteetin arviointiin. *Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia* 2/1997: 225–238.

Tutkimuksessa esitetään delfi-tekniikan ja HERO-nimisen heuristisen optimointimenetelmän tavoiteanalyysiosan yhteiskäyttöön perustuva ekologisen biodiversiteettiasiantuntemuksen mallintamismenetelmä. HEROssa sovellettua tiedustelutekniikkaa käytetään menetelmässä delfin iteratiivisuusperiaatteen mukaisesti. Delfi-tekniikka muodostaa menetelmän lähestymistavan asiantuntemuksen kokoamiseen ja mallinnusprosessin kehikon. HEROn tiedustelutekniikka tuo menetelmään analyttisen otteen, joka delfistä itsessään puuttuu. Esitetyllä menetelmällä tuotettu malli voidaan sellaisenaan integroida metsäsuunnittelun optimointilaskelmiin.

Ekologisen asiantuntemuksen mallinnuksen tarkoitus on helpottaa ekologisen tietämyksen akuuttia tarvetta ja empiirisen tutkimuksen tuottamien, suunnittelulaskelmissa käyttökelpoisten mallien puutetta nopealla ja halvalla tavalla. Mitä tahansa asiantuntemusaineistoon pohjautuvaa mallia on perusteltua käyttää vain kunnes riittävään empiiriseen aineistoon pohjautuvat luotettavimmat mallit ovat valmiit.

Kaikkiaan 11 asiantuntijalta tiedusteltiin näkemykset biodiversiteetin komponenttien tärkeyksistä tietyn metsäalueen monimuotoisuuden vaalimisessa sekä alueen hyvyyden muutoksesta komponenttien arvojen muutoksen funktiona. Asiantuntijat olivat huomattavan erimielisiä siitä, mikä on tärkeää alueen hoidossa ja käytössä biodiversiteetin vaalimisen näkökulmasta. Mallinnusprosessin aikana näkemykset lähenivät jossain määrin toisiaan, mutta yhteisesti hyväksyttävän kompromissin löytäminen ei ollut mahdollista. Tulos ilmentää yhteisesti hyväksytyyn biodiversiteettimittarin puutetta sekä subjektiivisen harkinnan osuutta biodiversiteetti-arvioinneissa toistaiseksi.

Sovellus oli menetelmän ensimmäinen kokeilu. Menetelmä osoittautui kehityskelpoiseksi, joskin jatkokehittelyä tarvitseväksi. Menetelmän jalostaminen on tarpeen erityisesti mallinnus-

prosessin loppuvaiheessa sellaisia tilanteita varten, missä asiantuntijoiden yhteisen näkemyksen löytäminen on vaikeaa.

Asiasanat: asiantuntemus, biodiversiteetti, delfi, heuristiikka, mallinnus, metsäsuunnittelu

Kirjoittajien yhteystiedot: Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69100 Kannus. Faksi (06) 871 164, sähköposti jyrki.kangas@metla.fi
Hyväksytty 23.4.1997

1 Johdanto

1.1 Tutkimuksen taustaa

Metsänhoidon muutos puuntuotantohakuisesta yhä enemmän metsän muut käyttömuodot ja ympäristönsuojelun huomioon ottavaksi on johtanut myös metsäsuunnittelun muutostarpeeseen. Metsäsuunnittelulta vaaditaan nykyään usein monitavoitteisuutta sekä myös ekologista ja sosiaalista kestävyyttä. Suunnittelussa pitää pystyä neuvomaan, miten metsälöä tai metsäaluetta voidaan käyttää samanaikaisesti sekä taloudellista hyötyä tuottavasti että riittävän ympäristöystävällisesti.

Ympäristönsuojelun ja biodiversiteetin tarkastelu metsäsuunnittelussa edellyttää ekologisten perustietojen hallintaa. Metsäsuunnittelussa hyödynnetään laajasti numeerista laskentaa ja tietokoneohjelmistoja, mikä osaltaan mahdollistaa suunnittelun tehokkuuden, halpuuden, kontrolloitavuuden ja analyysien monipuolisuuden. Ekologiset tarkastelut tulisi voida kytkeä metsäsuunnitteluun sen tehokkuuden ja monipuolisuuden alentumatta sekä ilman suuria kustannuslisiä. Parhaiten tämä tapahtuisi, jos ekologinen perustieto olisi käytettävissä numeerisina malleina samaan tapaan kuin metsikön puuston tilavuuden ja kasvun ennusteyhtälöt.

Numeerisia malleja, jotka pohjautuvat objektiivisiin tutkimuksiin todennettuun ekologiseen perustietoon, on kuitenkin toistaiseksi käytettävissä varsin vähän. Jotta malli olisi käyttökelpoinen metsäsuunnittelun laskelmissa, sen selittäjien arvojen pitää olla tunnettuja ja niiden kehityksen ennustettavissa riittävällä luotettavuudella. Ekologista biodi-

versiteettitietämystä on jouduttukin metsäsuunnittelussa hyödyntämään tähän asti lähinnä kuvailevin periaatein ja ilman varsinaista kytkentää suunnittelulaskelmiin (ks. esim. Hallman ym. 1996). Tosin AHP-menetelmä mahdollistaa asiantuntemuksen integroinnin strategiseen suunnitteluun, mutta kerralla tarkasteltavissa olevien päätösvaihtoehtojen enimmäismäärä on sitä käyttäen liian pieni taktisen metsäsuunnittelun tarpeita ajatellen (Kangas 1992, Kuusipalo ja Kangas 1994).

Kuvaileva lähestymistapa edellyttää joko asiantuntijoiden värväämisen jokaiseen suunnitteluprosessiin, jossa ekologiset näkökohdat halutaan ottaa huomioon, tai ekologisten vaatimusten esittämisen ohjeina, normeina ja päätössääntöinä. Ensin mainitun menettelyn heikkouksia ovat sen kalleus sekä kontrollin ja analyttisen otteen puute. Jälkimmäisen vakavin puute on kankeus: ohjeistot eivät mukaudu tyydyttävästi metsien hoidon ja käytön laajaan suunnittelutilanteiden ja tavoitteiden kirjoon. Lisäksi suunnittelu pelkällä kuvailevalla otteella ei yleensä tuota tyydyttävää päätöstukea monipuolisine analyyseineen suunniteltavan alueen tuotantomahdollisuuksista ja erilaisten tavoiteyhdistelmien vaikutuksista suositeltavaan tuotanto-ohjelmaan. Tällainen päätöstuki on edellytys esimerkiksi tehokkaalle osallistavalle suunnittelulle (Kangas, Loikkanen ym. 1996). Tosin pelkkä numeronmurskauskaan ei ratkaise päätösanalyysien kaikkia ongelmia, mutta matemaattiset mallit ja simulointi ovat käyttökelpoisia metsäsuunnittelun työkaluja.

Ekologisen tietämyksen tarve metsäsuunnittelussa on akuutti. Jo Suomen kansainväliset sitoumukset velvoittavat monimuotoisuuden huomioon ottamisen metsänhoidossa ja metsäsuunnittelussa

(UNCED 1993, Ministerial Conference... 1993, Suomen metsäluonnon... 1994). Myös kansalliset ohjeet, kansalaismielipide ja metsänomistajien näkemykset painottavat metsien monimuotoisuuden tärkeyttä yhtenä metsien käytön tavoitteista. Eräs ratkaisuvaihtoehto akuuttiin tarpeeseen integroida ekologista tietämystä suunnittelulaskelmiin on mallintaa alan asiantuntemusta.

Vaikka metsäsuunnittelussa käyttökelpoisia kvantitatiivisia ekologisia malleja ei riittävästi ole käytettävissä, monille metsä- ja ympäristöalan tutkijoille ja ammatissa toimiville on kertynyt vankkaa ekologista asiantuntemusta ja käytännön kokemusta. Mallinnettaessa asiantuntemusta tämä kokemus ja tietämys valjastetaan numeerisen metsäsuunnittelun käyttöön. Asiantuntemuksen käyttöön liittyvien epävarmuusongelmien takia (ks. Alho ym. 1996) siihen pohjautuvia malleja käytetään vain kunnes empiirisen tutkimuksen tuottamaan aineistoon perustuvat luotettavimmat mallit ovat käytettävissä.

Kaikissa asiantuntijamallinnuksen tehtävissä voidaan erottaa karkeasti kolme vaihetta: asiantuntijan/asiantuntijoiden valinta, asiantuntijoille suunnattu tiedustelu, ja mallin laatiminen tiedusteluun saatujen vastausten perusteella. Tietyn alan asiantuntijoiksi katsottavilla henkilöillä on usein toisistaan poikkeavia näkemyksiä alan piiriin kuuluvista asioista. Esimerkiksi joukko metsäkanalintutkijoita arvioi erilaisten metsäsuunnitelmien hyvydet teeren elinympäristövaatimusten kannalta eri tavoin (Kangas ym. 1993). Siksi on suositeltavaa, että suunnittelussa hyödynnetään useiden henkilöiden asiantuntemusta. Tällöin tarvitaan tekniikoita, joilla erilaisia näkemyksiä voidaan analysoida ja yhdistellä. On myös mahdollista ja jopa suositeltavaa pyrkiä sopimaan kaikkien valittujen asiantuntijoiden hyväksymä kompromissi tai ainakin lähentämään asiantuntijoiden näkemyksiä.

Tutkimukset, joissa asiantuntemusta on integroitu suunnitteluprosesseihin, ovat yleensä perustuneet kuvailevien tai sääntöpohjaisten suunnittelumenetelmien käyttöön. Ehkä käytetyin asiantuntemuksen hyödyntämismenetelmä on ollut delfi-tekniikka, jossa asiantuntijat arvioivat samaa tehtävää useaan kertaan saaden arviointien välillä palautteen muiden asiantuntijoiden arvioista (Render ja Stair 1992). Ajatuksena on, että arviot toistamalla

lähestytään yhteistä näkemystä oppimisprosessin kaltaisesti. Useimmiten yhteinen näkemys jää kuitenkin saavuttamatta, jolloin lopulliset arviot on pystyttävä tavalla tai toisella määrittämään. Delfin olennainen heikkous on analyttisyyden puute. Pelkästään delfiä soveltaen on vaikea tuottaa metsäsuunnittelun laskelmissa käyttökelpoisia malleja tai niiden ladintaan soveltuvia aineistoja.

Asiantuntemukseen pohjautuvia numeerisia malleja on tuotettu myös metsäsuunnittelun laskelmien lähtökohdista (esim. Kangas ym. 1993, Reynolds ja Holsten 1994, Alho ym. 1996). Niissä on toistaiseksi ollut heikkoutena delfi-tekniikan kaltaisen iteratiivisen otteen puute tai menetelmien soveltuvuus vain muutaman päätösvaihtoehdon vertailuun, minkä takia ne eivät käy tavanomaiseen taktiseen metsäsuunnitteluun.

1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen lähtökohtana on Pukkalan ja Kankaan (1993) kehittämä heuristiseen optimointiin perustuva suunnittelumenetelmä HERO ja siihen esitetty biodiversiteetin arviointitapa (Kangas ja Pukkala 1996). Tavoitteena on kehittää tekniikka, jota käyttäen metsäalueen arviointi biodiversiteetin suhteen voidaan perustaa ekologiseen asiantuntemukseen muotoillen asiantuntemus Kankaan ja Pukkalan (1996) esittämän arviointimallin rakenteen mukaiseksi. Syy asiantuntemuksen hyödyntämiseen on empiirisen tutkimuksen tuottaman, suunnittelulaskelmissa käyttökelpoisten tietämyksen riittämättömyys. Tekniikan ja sillä laadittavien mallien avulla ekologinen asiantuntemus voidaan integroida osaksi suunnittelun optimointilaskelmia.

Tavoite on, että tekniikkaa käyttäen voidaan hyödyntää mallinnuksessa useita metsien monimuotoisuuden arvioinnin asiantuntijoita ja analysoida monipuolisesti heidän vastauksiaan mallinnuksen edellyttämään tiedusteluun.

Edelleen on tavoitteena, että tekniikkaa voidaan soveltaa sellaiseen iteratiiviseen mallinnusprosessiin, joka edesauttaa mukaan valittuja asiantuntijoita löytämään yhteisen näkemyksen tiedusteluun tai ainakin antaa mahdollisuuden arvioida myös muiden asiantuntijoiden näkemyksiä ja siten hyvän pohjan määrittellä punnitut vastaukset tiedusteluun.

Mallinnustekniikassa tulee olla mekanismi, jolla lopullinen malli tuotetaan mahdollisesti erilaisiksi jäävistä asiantuntijalausunnoista.

Tutkimuksessa pyritään saavuttamaan edellä mainitut tavoitteet yhdistämällä kaksi erityyppistä menetelmää, joita kumpaakin on käytetty aiemmin erikseen asiantuntemuksen mallinnukseen. Delfi-tekniikan ja HEROssa käytetyn osahyötyfunktioiden estimointitekniikan yhteiskäytössä toisen menetelmän eduilla korvataan toisen heikkoudet. Menetelmien yhteiskäyttöä havainnollistetaan ja testataan tapaustudkimuksessa.

Tapaustudkimuksessa on tarkoitus arvioida, miten hyvin menetelmä täyttää sille asetetut tavoitteet sekä mitkä ovat sen mahdolliset kehittämistarpeet, jos se havaitaan kehittämiskelpoiseksi.

2 Menetelmät

2.1 Delfi-tekniikka

Delfi-tekniikka kehitettiin Yhdysvalloissa, RAND-yhtiössä, 1950-luvulla. Se määriteltiin menetelmäksi, jonka tarkoituksena on tuottaa mahdollisimman luotettava yksimielisyys asiantuntijaryhmän keskuudessa peräkkäisten kyselyjen ja kontrolloidun palautteen avulla (Dalkey ja Helmer 1963). Ensimmäiset delfi-tutkimukset tehtiin salaisiin sotilaallisiin tarkoituksiin, joissa pyrittiin selvittämään silloisen Neuvostoliiton sotilaalliset strategiat suunnitelmia. Ensimmäinen julkinen delfi-tutkimus oli Gordonin ja Helmerin (1964) tieteen ja teknologian kehityksestä ja yhteiskunnallisista vaikutuksista tekemä tutkimus.

Delfin käyttö laajeni 1970-luvulla mm. sosiaalitaloudellisiin kehitysennusteisiin, arvojen ja tavoitteiden selvittämiseen sekä budjettien allokointiin ja politiikkavaihtoehtojen arviointiin (Mäenpää 1977). Myöhemmin menetelmän käyttö on levinnyt myös sellaisiin päätösteorian ongelmiin, joihin ei liity varsinaisen tulevaisuuden tutkimuksen ominaispiirteitä (Render ja Stair 1992). Delfiä on sovellettu metsäntutkimuksessakin (esim. O'Laughlin ja Rule 1990, Andersson 1993, Russell ym. 1993, Kangas, Lauhanen ym. 1996).

Delfi-tekniikan käyttö voidaan Linstonen (1978) mukaan jakaa seuraaviin päävaiheisiin:

- (i) Muodostetaan delfin suorittamista varten työryhmä, joka tuottaa tutkimusongelman kannalta relevantit kysymykset.
- (ii) Valitaan asiantuntijat delfi-paneeliin.
- (iii) Tuotetaan tutkimuksessa tarvittava tausta-aineisto sekä kysymyslomakkeet.
- (iv) Suoritetaan tarvittaessa aineiston ja kysymysten esitelmä.
- (v) Tehdään ensimmäinen tiedustelukierros asiantuntijoille.
- (vi) Analysoidaan ensimmäisen kierroksen vastaukset.
- (vii) Muotoillaan seuraavan kierroksen kysymyslomakkeet.
- (viii) Tehdään seuraava tiedustelukierros; tiedustelun mukana annetaan asiantuntijoille palautteena edellisen kierroksen analysoidut vastaukset.
- (ix) Analysoidaan vastaukset.
- (x) Toistetaan tarvittaessa kohdat (vii)–(ix) uudestaan.
- (xi) Raportoidaan tulokset.

Delfin soveltamiseksi tarvitaan sekä riittävä informaatio tutkimuskohteesta ja tutkimusongelmasta että syvä tietämys tarvittavan asiantuntemuksen alalta. Informaatiota kohteesta ja ongelmasta voidaan tarpeen mukaan tuottaa prosessin aikana lisää, mutta asiantuntemuksen tasoa ei juuri kyetä prosessin aikana parantamaan. Siksi asiantuntijoiden valinta on tärkeä vaihe delfi-sovellusta. Puhdasoppisessa delfissä taataan asiantuntijoiden anonymisyys. Vielä prosessin aikana on syytä tarkastella vastauksia myös siltä kannalta, löytyykö hälyttävän suuria erimielisyyksiä, ja tarvittaessa selvittää erimielisyyksien syyt ja pyrkiä poistamaan ne esimerkiksi selvien väärinkäsitysten tapauksissa. Vastausten yhdenmukaisuuskehityksen perusteella voidaan arvioida uusien tiedustelukierrosten tarve ja niiden vastausten lähentymisen myötä tuoma todennäköinen lisähyöty.

Ongelmallinen vaihe delfissä on monesti myös tiedustelun rakenteen muotoileminen jäsennellysti ja ymmärrettävästi sekä niin, että vastauksia voitaisiin analysoida tilastollisesti. Delfi ei sisällä mitään välinettä vastausten analyysiin. Juuri analyttisen tarkastelun puute on ollut yleinen delfi-sovellusten heikkous (Sackman 1974, Kangas, Lauhanen ym.

1996). Delfi-paneelin tulosten hyödyntäminen suunnittelulaskelmissa edellyttää tulosten muotoilemista numeerisiksi. Kuvailevat vastaukset ja subjektiiviseen harkintaan perustuva vastausten tulkinta eivät tuota käyttökelpoisia työkaluja päätösanalyysiin.

2.2 Preferenssien tiedustelutekniikka HEROssa

Taktisen metsäsuunnittelun optimointilaskelmissa on tavoitteena määrittää suunniteltavalle alueelle se metsikkötason simuloitujen toimenpideohjelmien yhdistelmä, joka parhaiten toteuttaa metsien hoidolle ja käytölle asetetut tavoitteet. Pukkalan ja Kankaan (1993) kehittämää HEROa sovellettaessa parhaan vaihtoehdon valinta määriteltyjen vaihtoehtojen joukosta tapahtuu kahdessa vaiheessa, jotka ovat hyötymallin estimointi ja hyötymallin maksimointi. Jälkimmäisessä vaiheessa käytetään heuristista suoraalgoritmia parhaan toimenpideohjelman löytämiseksi suunniteltavalle metsäalueelle (ks. esim. Kilkki 1985).

HEROssa käytetään additiivista hyötymallia, jonka muuttujina ovat tavoitesuureet ja kertoimina tavoitteiden suhteelliset tärkeydet (painoarvot) skaalattuna siten, että niiden summa on yksi. Painoarvot estimoidaan päätöksentekijän tekemien pareittaisten vertailujen perusteella Saatyn (1977) esittämällä ominaisarvotekniikalla. Suunnitelmavaihtoehtojen hyvydet tavoitesuureiden suhteen esitetään erityisillä HEROlle ominaisilla osahyötöfunktioilla. Osahyötöfunktio kuvaa hyödyn muutoksen tavoitesuureen funktiona. Tavoitemuuttujista ja osahyötöfunktioista koostuva hyötymalli on eri tavoitesuureiden yhteismitallistamisen väline.

Tavoitesuureet voidaan menetelmässä esittää hierarkkisesti. Tällöin tavoitetta selitetään alemman asteen mallilla, jonka muuttujina ovat tavoitetta kuvaavat komponentit ja kertoimina komponenttien suhteelliset tärkeydet. Esimerkiksi puuntuotannon nettotulo voidaan jakaa eri ajanjaksojen nettotuloihin tai biodiversiteetti operationalisoida sitä selittävien komponenttien avulla. Tällöin osahyötöfunktio määritetään kuvaamaan komponenttien vaikutusta hyötöyn.

Osahyötöfunktion estimointia varten selvitetään

tavoitesuureen tai komponentin suurin ja pienin saavutettavissa oleva arvo. Lisäksi valitaan muutama väliarvo. Näiden arvojen toivottavuuksia arvioidaan pareittaisin vertailuin. Vertailujen avulla lasketaan arvoille suhteelliset hyvydet. Hyvyysarvojen avulla voidaan määrittää osahyötöfunktio. Osahyötöfunktio voi olla epälineaarinen. Osahyötöfunktio estimoidaan erikseen kullekin hyötömallin muuttujana olevalle komponentille ja sellaiselle tavoitemuuttujalle, jota ei kuvata 'alemmman tason' komponenteilla. Estimointi on mahdollista perustaa yhtä hyvin asiantuntemukseen kuin subjektiiviseen arvioinformaatioonkin. Estimointitavan etuja ovat lisäksi mm. operointi todellisissa tuotantomahdollisuuksissa ja helppous.

2.3 HEROn preferenssien tiedustelutekniikan ja delfin yhdistelmä

HEROn ja delfin yhteiskäytön ideana on tuottaa metsäsuunnittelun laskelmissa tarvittava asiantuntemukseen perustuva metsäsuunnitelmien arvottamismalli delfin iteratiivisuusperiaatteella käyttäen HEROssa sovellettua tiedustelutekniikkaa. Asiantuntija-avusteisissa arviointitehtävissä hyväksi todettu delfi-tekniikka muodostaa lähestymistavan ja mallinnusprosessin kehikon. HERO puolestaan tuo prosessiin mahdollisuuden tarkastella asiantuntijoiden vastauksia analyttisesti. HEROn osahyötöfunktioiksi muokattu asiantuntemus on suoraan hyödynnettävissä metsäsuunnittelun optimointilaskelmissa.

Kun tiedustelu suoritetaan HEROn periaattein, sen tuloksia voidaan analysoida tilastolaskennan keinoin. Asiantuntijoille tiedustelukierrosten välillä annettava palaute saadaan siten monipuoliseksi ja havainnolliseksi. Menettely myös mahdollistaa lopullisten arvioiden määrittämisen tilanteessa, jossa ei ole saavutettu yksimielisyyttä.

HEROn ja delfin yhteiskäytön päävaiheet ovat seuraavat:

- (i) Asiantuntemusmallinnuksen tehtävän määrittäminen.
- (ii) HEROn mukaisen mallikaavion muodostaminen.
- (iii) Perusaineiston tuottaminen osahyötöfunktioiden estimointia varten.
- (iv) Tiedustelun laatiminen.

- (iv) Asiantuntijoiden valinta ja perehdyttäminen tehtävään.
- (v) Ensimmäisen tiedustelun lähettäminen.
- (vi) Ensimmäiseen tiedusteluun vastaaminen ja sen palauttaminen.
- (vii) Ensimmäisten vastausten analysointi.
- (viii) Jos riittävää yksimielisyyttä ei ole saavutettu ja jatkamisen todennäköinen lisähyöty arvioidaan tarpeeksi suureksi: palautteen tuottaminen ja uuden tiedustelun lähettäminen; muutoin siirrytään kohtaan (xi).
- (ix) Viimeksi tehtyyn tiedusteluun vastaaminen ja sen palauttaminen.
- (x) Viimeksi tehdyn tiedustelun vastausten analysointi, minkä jälkeen siirrytään kohtaan (viii).
- (xi) Tulosten yhteenveto ja lopullisen mallin laatiminen.

Asiantuntijat on mahdollista kutsua yhteiseen neuvotteluun. Neuvottelu auttaa parhaassa tapauksessa yhteisen arvion laatimista. Voidaan myös ajatella, että tiiviissä keskusteluyhteydessä ja vuorovaiikutteisesti asiaa punnittaessa saavutetaan oppimisprosessin myötä paras lopputulos ja uskottavin malli. Toisaalta neuvottelutilanne saattaa johtaa dominoivien persoonien ylivaltaan ja siten tulosten vääristymiin. Sosiaalis-psykologisten paineiden ja konformistisuuden minimoimiseksi on perusteltua säilyttää asiantuntijoiden anonyymisyys ja riippumattomuus.

Jos yhteistä näkemystä ei saavuteta asiantuntijoiden kesken, suunnittelulaskelmissa käytettävä malli voidaan määrittää esimerkiksi asiantuntijoiden vastausten aritmeettisena keskiarvona. Tulokset voidaan laskea myös asiantuntijoiden pätevyyksillä painotettuina keskiarvoina. Pätevyyksien määrittäminen on tällöin visainen ongelma. Kangas, Lauhanen ym. (1996) käyttivät ennen ensimmäistään tiedustelua tehtyjä pätevyysarvioita painotetun keskiarvon laskennassa. Menettelyn etuna on se, että asiantuntijoiden vastaukset eivät vaikuta arvioihin heidän pätevyyksistään, jolloin tulosten manipulointi sopivat pätevyudet määrittämällä on mahdotonta. Pätevyudet voi arvioida esimerkiksi päätöksentekijä tai riippumaton raati tahi prosessissa mukana olevat asiantuntijat voivat arvioida toistensa pätevyudet. Jos asiantuntijoiden anonyymisyys säilytetään, tämä tapa ei ole mahdollinen. Brownin ja Helmerin

(1970) mukaan kokeellisesti on havaittu keskiarvona määritettyä ennustetta paremmaksi ennuste, joka on nuotoiltu itsensä erityisen hyvin tarkasteltavasta asiasta perillä oleviksi arvioineiden asiantuntijoiden vastauksista. Tämä puoltaa menettelyä, missä kukin asiantuntija arvioi oman pätevyytensä tehtävään ja näitä pätevyyskäytetään tarvittaessa pätevyysillä painotettua keskiarvoa laskettaessa.

3 Tapaustutkimus

3.1 Mallinnuksen lähtökohdat ja aineisto

Tapaustutkimuksessa biodiversiteetti kuvattiin kolmella komponentilla: vanhojen metsien osuus alueen pinta-alasta (%), lehtipuun osuus puuston tilavuudesta alueella (%) ja kuolleiden puun määrä alueella (m^3/ha). Tarkasteltavana olivat komponenttien mahdolliset arvot kymmenen vuoden päästä, koska tarkoitus oli tuottaa mallit taktiseen metsäsuunnitteluun, jossa aikahorisonttina oli 10 vuotta. Vanhana metsänä pidettiin vähintään 120-vuotiasta männikköä, 100-vuotiasta kuusikkoa tai 80-vuotiasta lehtipuumetsikköä.

Komponenttien valinta tehtiin aikaisempien biodiversiteettiä kuvaavien ekologisten tutkimusten (esim. Kouki 1994, Parviainen ja Seppänen 1994, Raivio 1995, 1996) ja tutkimuksessa mukana olleiden asiantuntijoiden haastattelun perusteella. Komponentteina olisi voitu käyttää muitakin metsäaluetta kuvaavia tunnuksia; käytännössä kuitenkin vain sovelletun suunnitteluohjelmiston sallimia muuttujia. Tämän tutkimuksen tavoitteiden kannalta komponenttien valinnalla ei ollut olennaista merkitystä.

Asiantuntijoilta tiedusteltiin komponenttien keskinäiset tärkeydet suunniteltavalla alueella laajemman valtakunnallisen tason monimuotoisuuden vaalimisen näkökulmasta. Lisäksi asiantuntijat suorittivat osahyötyfunktioiden estimoinnissa tarvittavat parivertailut. Kunkin osahyötyfunktion estimoinnissa verrattiin pareittain vastaavan tunnuksen neljän arvon keskinäisiä hyvyksiä biodiversiteetin vaalimisen kannalta (tuotantomahdollisuuksien minimi ja maksimi sekä tasavälein kaksi näiden väliarvoa) (taulukko 1).

Taulukko 1. Biodiversiteettitarkasteluissa käytetyt komponentit ja niiden vertailut arvot.

Komponentti	Minimi	Väliarvo 1	Väliarvo 2	Maksimi
Vanhojen metsien osuus (%)	4,4	9,2	13,9	18,7
Lehtipuun tilavuusosuus (%)	6,8	7,6	8,4	9,3
Kuolleen puun määrä (m ³ /ha)	1,4	2,0	2,6	3,4

Vertailut tehtiin komponenttien tärkeyttä ja niiden arvojen hyvyksiä ilmaisevin pylväin. Asiantuntija määritteli ensin tärkeemmän tai paremman vertailuparista. Tämän tärkeyden tai hyvyyden ilmaiseva pylväs asetettiin korkeudeltaan vakioksi ja toisen elementin tärkeys tai hyvyys ilmaistiin suhteessa siihen. Kierrosten välillä laskettiin myös vastausten muuttuminen edellisestä vertailukierroksesta.

Edellisen tiedustelukierroksen vertailuista koostettiin seuraavalle kierrokselle palautemateriaali. Siinä vedettiin yhteen asiantuntijan itsensä tekemät vertailut ja niiden pohjalta lasketut komponenttien tärkeyssuhteet sekä osahyötyfunktiot. Sama informaatio annettiin koko asiantuntijajoukon vastausten keskiarvojen pohjalta. Palautemateriaali sisälsi myös kuvauksen asiantuntijoiden vastausten hajonnasta. Lisäksi asiantuntijoille toimitettiin lisää taustamateriaalia kohdealueesta, tuotantomahdollisuuksista tai menetelmästä, jos he halusivat lisäinformaatiota sen tarvetta heiltä tiedusteltaessa. Asiantuntijoilta kysyttiin joka kierroksella myös kommentteja ja näkemyksiä itse menetelmästä ja parittaisten vertailujen teosta sekä palautteen sisällöstä.

Tutkimuksen kohdealue sijaitsi Lieksan kaupungin Hattuvaaran kylässä. Se oli valtion omistuksessa ja Metsähallituksen hallinnassa kuuluen Lieksan hoitoalueeseen. Alueen pinta-ala oli noin 1500 ha, josta vesialueita oli noin 150 ha lopun ollessa metsätalouden maata. Yleisin puulaji alueella oli mänty (osuus tilavuudesta 91,7 %) erityisesti varttuneissa

ja uudistuskypsissä metsissä. Kivennäismaiden, jotka olivat pääosin kuivahkoja ja kuivia kankaita, osuus oli 61,1 %. Soita oli 38,9 %, joista rämeitä 77,1 %. Kohdealue oli sama kuin Kankaan, Loikasen ym. (1996) tutkimuksessa, jossa annetun kuvauksen kautta voi tutustua lähemmin alueen ominaisuuksiin ja tuotantomahdollisuuksiin.

Tuotantomahdollisuuksien vaihteluväli lehtipuun ja kuolleen puun määrän suhteen oli melko pieni. Lehtipuun osuuden osalta pääsyyntä oli se, että hakkuukypsä puusto oli pääosin mäntyä ja lehtipuuston määrään oli mahdollista vaikuttaa lähinnä vain nuorten metsien harvennuksissa ja uudistamisen yhteydessä. Uudistamispuulajin valinta taas ei juurikaan ehtinyt vaikuttaa kymmenvuotiskaudella puuston määrään. Kuolleen puun lisääntyminen oli mahdollista vain luonnonpoistumana. Vanhojen metsien osuuden minimi ei asettunut 0 %:iin, koska ennakolta oli päätetty jättää luonnonarvoiltaan arvokkaimmat vanhat metsät joka tapauksessa hakaamatta, jolloin käytännön tuotantomahdollisuuksissa vanhojen metsien minimi 10 vuoden päästä oli 4,4 %.

Mallinnuksen kulku oli edellisessä luvussa esitetyn kaavion mukainen.

Kun biodiversiteetti jaetaan optimointilaskelmia varten komponentteihin, sille itse asiassa määritellään additiivinen laskentakaava. Kaavan tulos on vaihtoehtoisten suunnitelmien suhteellista hyvyttä kuvaava mittaluku, biodiversiteetti-indeksi, jonka maksimiarvo on yksi. Osahyötyfunktiot voivat olla epälineaarisia, mikä on tarpeen biodiversiteetin ja ympäristömuuttujien välisten suhteiden kuvauksessa (ks. Currie 1991, Williams ja Gaston 1994). Biodiversiteetti-indeksiä voidaan käyttää metsäsuunnittelun optimointilaskelmissa tavoite-suurena (Kangas ja Pukkala 1996).

Tutkimukseen kutsuttiin 11 asiantuntijaa. Heistä viisi oli suorittanut metsätieteellisen akateemisen tutkinnon (2 MMT, 1 MML, 2 MMM), neljä oli valmistunut biologia pääaineenaan (2 FT, 1 FL, 1 FM) ja kaksi opiskeli metsätieteellisessä tiedekunnassa. Kaikki olivat perehtyneet keskimääräistä syvemmin metsien monimuotoisuuden arvioinnin problematiikkaan osan ollessa alan tutkijoita.

3.2 Tulokset

Keskeinen piirre asiantuntija-avusteisen mallin laadinnassa tässä tutkimuksessa oli suuri asiantuntijoiden välinen näkemysten hajonta ja niiden suhteellisen vähäinen muutos delfi-kierrosten välillä. Prosessi lopetettiin kolmannen kierroksen jälkeen. Tällöin todettiin, että muutokset vastauksissa toisen ja kolmannen kierroksen välillä olivat pienet ja asiantuntijoiden näkemykset poikkesivat toisistaan vielä kolmannen kierroksen jälkeen suuresti. Oli siten todennäköistä, että yhteistä näkemystä ei saavuteta ja että delfi-prosessin jatkaminen ei enää toisi olennaisia muutoksia asiantuntijoiden tekemiin vertailuihin.

Asiantuntijoiden kolmannen delfi-kierroksen vastausten keskiarvona määritettiin biodiversiteetin arviointimalli U_{bd} , jossa kunkin yhdentoista asiantuntijan painoarvo oli 1/11 (kaava 1).

$$U_{bd} = 0,424U_{va} + 0,250U_{le} + 0,326U_{ku} \quad (1)$$

missä U_{va} on vanhojen metsien osuuden määrittämä osahyöty, U_{le} on lehtipuun osuuden määrittämä osahyöty ja U_{ku} on kuolleen puun määrän määrittämä osahyöty.

Asiantuntijoiden näkemykset komponenttien tärkeisistä biodiversiteetin alueella vaalimisen kannalta vaihtelivat suuresti (taulukko 2). Keskimäärin tärkeimmäksi komponentiksi nyt tarkastelluista nähtiin vanhojen metsien osuus alueella. Keskimäärin toiseksi tärkeimmäksi määritettiin kuolleen puun määrä.

Asiantuntijoiden kolmannen kierroksen vastausten keskiarvoina laskettiin osahyötyfunktioiden estimoinnissa tarvittavien komponenttien arvojen hyvydet (kuvat 1, 2 ja 3). Delfi-prosessin aikana asiantuntijoiden vastaukset lähenivät jossain määrin toisiaan sekä eri komponenttien tärkeisistä että komponenttien arvojen hyvyksien vertailun osalta. Eniten vastausten varianssilla mitattu vaihtelu pieneni komponenttien tärkeisistä määrittämisesä sekä kuolleen puun määrien hyvyksien vertailussa (taulukko 3, kuvat 4, 5 ja 6).

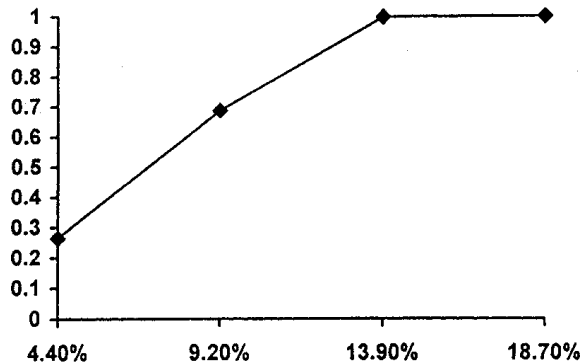
Asiantuntijoiden tekemien parivertailujen johdonmukaisuus parani delfi-prosessin myötä (taulukko 4). Vain kahden asiantuntijan vastausten johdon-

Taulukko 2. Asiantuntijoiden (A–K) tekemien parivertailujen perusteella lasketut biodiversiteetin arviointimallin komponenttien painoarvot asiantuntijoittain.

Asiantuntija	U_{va}	U_{le}	U_{ku}
A	0,254	0,139	0,607
B	0,518	0,234	0,248
C	0,599	0,305	0,096
D	0,345	0,188	0,467
E	0,318	0,506	0,176
F	0,710	0,144	0,146
G	0,691	0,151	0,158
H	0,246	0,257	0,497
I	0,298	0,301	0,401
J	0,196	0,310	0,494
K	0,490	0,220	0,290
Keskiarvo	0,424	0,250	0,326

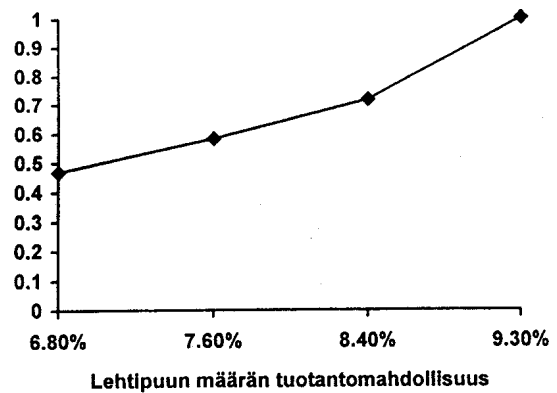
Taulukko 3. Asiantuntijoiden vastausten perusteella laskettujen lukuarvojen varianssit delfi-kierroksilla sekä varianssien muutos (%) prosessin alun ja lopun välillä.

Vertailu seikka	1. kierros	2. kierros	3. kierros	Muutos
Komponentit				
Vanhojen metsien osuus	0,0385	0,0358	0,0343	-10,8
Lehtipuun osuus	0,0126	0,0127	0,0113	-10,9
Kuolleen puun määrä	0,0460	0,0380	0,0305	-33,6
Vanhojen metsien osuus				
18,7 %	0,0205	0,0153	0,0146	-28,7
13,9 %	0,0131	0,0136	0,0133	2,2
9,2 %	0,0110	0,0101	0,0103	-6,4
4,4 %	0,0022	0,0020	0,0023	4,7
Lehtipuun osuus				
9,3 %	0,0306	0,0280	0,0285	-6,9
8,4 %	0,0091	0,0088	0,0089	-2,4
7,6 %	0,0077	0,0074	0,0073	-6,0
6,8 %	0,0075	0,0074	0,0073	-2,3
Kuolleen puun määrä				
3,4 m ³	0,0347	0,0276	0,0260	-25,3
2,6 m ³	0,0032	0,0023	0,0021	-35,5
2,0 m ³	0,0151	0,0153	0,0133	-11,5
1,4 m ³	0,0053	0,0021	0,0020	-62,5



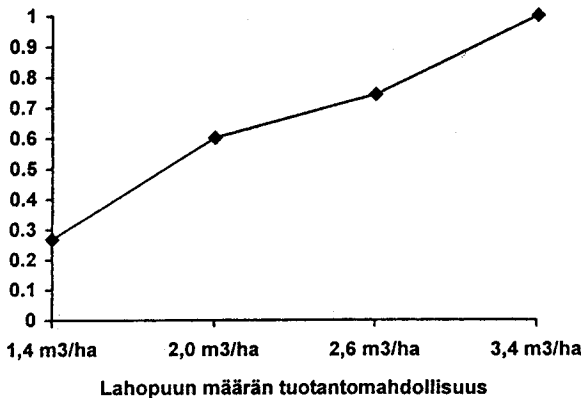
Vanhon metsien osuuden tuotantomahdollisuus

Kuva 1. Asiantuntijoiden vastausten keskiarvona määritetty vanhojen metsien osuuden osahyötyfunktio.



Lehtipuun määrän tuotantomahdollisuus

Kuva 2. Asiantuntijoiden vastausten keskiarvona määritetty lehtipuun osuuden osahyötyfunktio.



Lahopuun määrän tuotantomahdollisuus

Kuva 3. Asiantuntijoiden vastausten keskiarvona määritetty kuolleen puun määrän osahyötyfunktio.

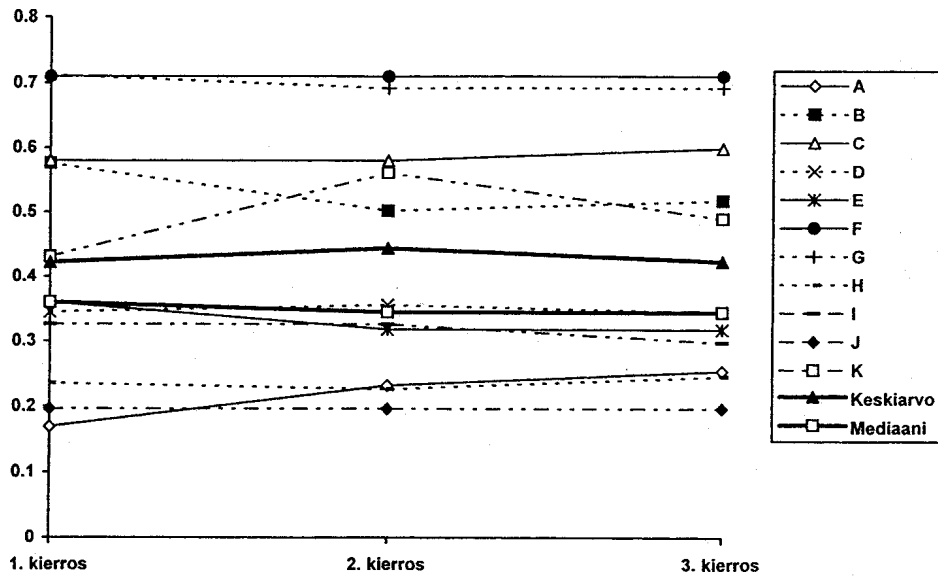
mukaisuus huononi prosessin aikana. Näillä kahdella vastausten johdonmukaisuusindeksi oli alle 0,1 jokaisella delfi-kierroksella. Ilmeinen syy johdonmukaisuuden paranemiseen oli se, että asiantuntijat oppivat prosessin kuluessa paremmin tuntemaan niin parivertailutekniikan, itse vertailutehtävän kuin kohdealueenkin. Vertailut olivat alusta pitäen pääosin jokseenkin johdonmukaisia. Toisen ja kolmannen delfi-kierroksen välillä johdonmukaisuus ei enää merkittävästi muuttunut. Tutkinon, kokemuksen tai minkään muunkaan taustamuuttujan (kuten iän, sukupuolen, jne) ei havaittu selittävän asiantuntijoiden näkemyseroja.

4 Tutkimuksen tarkastelu

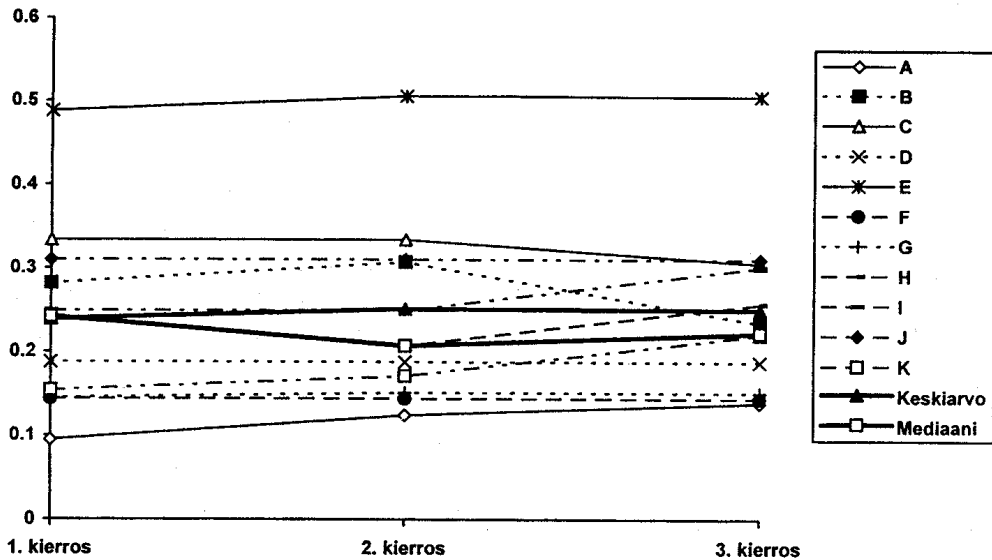
HEROssa käytetyn preferenssien tiedustelun ja delfi-tekniikan yhteiskäyttö tutkimuksessa esitetyllä ja kokeillulla tavalla täytti pääosin kehitettävälle menetelmälle tutkimuksen alussa asetetut tavoitteet. Menetelmien yhdistelmä tuo helpotusta erityisesti delfin analyttisyyden puutteen aiheuttamiin sovellusongelmiin. Hyödyntämällä delfi-prosessin muodostamassa lähestymistavassa HEROn kaltaisia analyttisiä mallinnustekniikoita delfistä on ehkä kehitettävissä sille muutama vuosikymmen sitten asetetut odotukset (Jungk ja Galtung 1969, Jantsch 1972) täyttävä ennuste- ja arviointiongelmien ratkaisumenetelmä. Tässä tutkimuksessa delfin kanssa yhdessä käytettiin metsäsuunnittelun tavoiteanalyysiin tarkoitettua menetelmää, jonka periaatteet sopivat moniin muihinkin päätösanalyysiin.

Kokeilussa ei kuitenkaan saavutettu asiantuntijoiden kesken yhteistä näkemystä biodiversiteetin arviointimallin komponenttien tärkeyksistä ja komponenttien mahdollisten arvojen hyvyksistä. Näkemykset jäivät suuresti toisistaan poikkeaviksi lopetettaessa prosessi. Tosin aluksi näkemykset erosivat toisistaan vieläkin enemmän kuin lopussa – siinä mielessä kokeilu osoitti menetelmän toimivan.

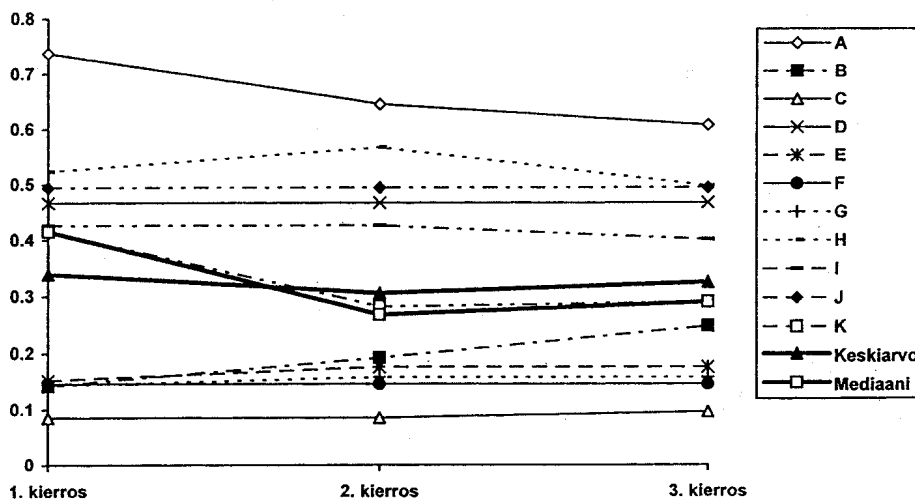
Se, että yhteinen näkemys jäi saavuttamatta, joi-tui todennäköisesti suureksi osaksi arvottamisteh-tävän luonteesta. Heti prosessin alussa ilmeni, että



Kuva 4. Asiantuntijoiden näkemys vanhojen metsien osuuden tärkeydestä biodiversiteetin komponenttina kohdealueella delfi-prosessin eri vaiheissa. Asiantuntijoiden tunnisteet (A–K) ovat samat kuin taulukossa 2.



Kuva 5. Asiantuntijoiden näkemys lehtipuun osuuden tärkeydestä biodiversiteetin komponenttina kohdealueella delfi-prosessin eri vaiheissa. Asiantuntijoiden tunnisteet (A–K) ovat samat kuin taulukossa 2.



Kuva 6. Asiantuntijoiden näkemys kuolleen puun määrän tärkeydestä biodiversiteetin komponenttina kohdealueella delfi-prosessin eri vaiheissa. Asiantuntijoiden tunnisteet (A–K) ovat samat kuin taulukossa 2.

Taulukko 4. Parivertailujen johdonmukaisuudet (% vertailuista).

Johdonmukaisuusluokka	Luokan rajat	1. kierros	2. kierros	3. kierros
Jokseenkin johdonmukainen	0,000–0,100	70,5 %	72,7 %	75,0 %
Hieman epäjohdonmukainen	0,101–0,200	20,5 %	18,2 %	15,9 %
Epäjohdonmukainen	0,201–0,300	6,7 %	9,1 %	9,1 %
Hyvin epäjohdonmukainen	0,301–	2,3 %	0,0 %	0,0 %
Johdonmukaisuusindeksin keskiarvo		0,089	0,068	0,070

asiantuntijoiden mielipiteet erosivat toisistaan huomattavasti. Tähän pääasialliseksi syyksi voidaan epäillä tarkastellun ongelman yleistä jäsentymättömyyttä. Siitä, mitä biodiversiteetin ylläpitäminen ja edistäminen metsissä edellyttää ja mikä on sille hyväksi ja mikä haitaksi, ei olla yhtä mieltä.

Perussyjä jäsentymättömyydelle lienee ekologisen tietopohjan puutteellisuus ja epävarmuus bio-

diversiteetin mittaamisen sekä biodiversiteetin ja arvioitavissa olevien ympäristömuuttujien suhteiden osalta. Voi tosin olla, että joillakin mukana olleilla asiantuntijoilla olisi motivoituneisuudessaan ollut parantamisen varaa. Onkin ehkä niin, että asiantuntemuksen sijasta nyt mallinnettiinkin ainakin osittain mielipiteitä. Päätellen vastausten muutosten vähäisyydestä delfi-prosessissa mukana olleiden henkilöiden mielipiteet asiasta olivat vanhat. Mielipiteiden mallinnuksessa ei voida vaatia yhtenäisiä vastauksia tiedusteluun osallistujilta. On oletettavaa, että tehtävässä, jossa vallitsisi suurempi tieteellinen yksimielisyys ja vähäisempi arvosidonnaisuus, onnistuttaisiin delfin käytössä paremmin pyrittäessä yhteiseen näkemykseen (ks. Brown ja Helmer 1970).

Kokeilun tulokset viittaavat siihen, että biodiversiteetin huomioon ottaminen jää toistaiseksi käytännön metsäsuunnittelussa osittain subjektiivisen, jopa mielivaltaisen arvioinnin varaan. Metsäsuunnittelussa biodiversiteetin tärkeyden määrittäminen suhteessa muiden tavoitesuureiden tärkeyteen on poliittinen tai subjektiivinen tehtävä, mutta päätös- vaihtoehtojen hyvydet biodiversiteetin kannalta tulisi voida arvioida mahdollisimman objektiivisesti. Tieteellinen tutkimus tuottaa jatkuvasti uutta perustietoa metsäluonnon monimuotoisuudesta ja

sen edellytyksistä. Tämän tutkimuksen kaltaisen tiedusteluprosessin toistaminen jonkin ajan kuluttua antaisi mielenkiintoista tietoa biodiversiteettitarkastelujen jäsentyneisyyden ja perusteiden tunnettavuuden kehittymisestä.

Edellä mainittujen biodiversiteetin tarkastelun ja siihen liittyvän asiantuntemuksen jäsentymättömyysongelmien takia ei katsottu perustelluksi arvioida mukana olleiden henkilöiden biodiversiteettitietämysten tasoa. Näin ollen asiantuntijoiden pätevyyksillä painotettua keskiarvomallia ei laadittu. Jonkin yksiselitteisemmän ja helpommin mielletävän tunnuksen kohdalla – esimerkiksi metsänkäsittelyn vesistövaikutusten asiantuntija-avusteisessa mallinnuksessa (Kangas, Lauhanen ym. 1996) – pätevyysarviointi olisi helpommin toteutettavissa.

On esitetty, että mediaanin käyttö olisi perusteltua keskiarvon sijaan silloin, kun asiantuntijat eivät pääse yhteiseen näkemykseen tarkasteltavasta asiasta (Alho ym. 1996). Mediaani eliminoi asiantuntijoiden joukossa olevan sellaisen yksittäisen dogmaattisen tai taktikoivan henkilön vaikutuksen lopulliseen arvioon, jonka vastaukset tiedusteluun poikkeavat voimakkaasti keskiarvosta. Toisaalta ei voida olla varmoja, etteikö juuri poikkeava näkemys olisi lähinnä totuutta. Tässä tutkimuksessa mediaanin käyttö olisi johtanut jotakuinkin samoihin lopullisiin malleihin kuin keskiarvojen perusteella laaditut.

Asiantuntijoiden kokoaminen yhteiseen neuvotteluun kolmannen kierroksen jälkeen, tai mieluummin jo varhaisemmassa vaiheessa, olisi voinut lähentää heidän näkemyksiään. Neuvottelussa olisi voitu keskustella biodiversiteetin määrittelyyn ja arviointiin liittyvistä peruskysymyksistä ja hankittu siten yhtenäisempi perusta vastata tiedusteluun. Jatkotutkimuksissa tulisi pyrkiä selvittämään erilaisten neuvottelu- ja komiteatyöskentelytekniikoiden liittämistä tämän tutkimuksen kaltaiseen delfiprosessiin. Olennaista kuitenkin on, että delfin pyrkimystä sosiaalis-psykologisten paineiden vaikutuksen minimointiin ei unohdeta.

Tavan, jolla tässä tutkimuksessa asiantuntija-avusteisesti laadittua mallia metsäalueen arvioimiseksi biodiversiteetin suhteen voidaan hyödyntää, ovat esittäneet Kangas ja Pukkala (1996). Mallia käytetään optimointivaiheessa vaihtoehtoisia metsäsuun-

nitelmia arvoettaessa. Mallin tuottamaa lukuarvoa, suhteellista biodiversiteetti-indeksiä, voidaan käyttää optimoinnin tavoitemuuttujana. Periaate on, että malli laaditaan erikseen jokaista suunnittelutilannetta varten, koska metsäalueiden sekä edellytykset ja merkitykset biodiversiteetin ylläpidon kannalta että tuotantomahdollisuudet vaihtelevat alueesta toiseen. Tästä syystä esimerkiksi komponenttien tärkeudet saattavat vaihdella alueittain. Jatkossa, kun perustietous monimuotoisuuden olemuksesta ja mittaamisesta sekä sen edistämisen mahdollisuuksista karttuu, on kenties perusteltua yrittää laatia yleisesti sovellettava biodiversiteetin arvioimismalli.

Laadittu biodiversiteetin arvottamismalli on optimoinnin ja metsäalueen kokonaistarkastelun välinen tilanteessa, missä tarkasteltava metsiköittäisten käsittelyvaihtoehtojen joukko on etukäteen rajattu sisältämään vain käytännössä valittavissa olevat käsittelyohjelmat.

Malli ei kykene tunnistamaan avainbiotooppeja ja muita erityiskohteita eikä se itsessään hallitse paikkatietoa. Ajatus onkin, että malli integroidaan osaksi suunnitteluprosessia, missä nämä tehtävät hoidetaan muilla keinoin.

Tällöin esimerkiksi maastotyövaiheessa suunnittelija ja päätöksentekijä ovat yhdessä tunnistaneet erityiskohteet ja rajoittaneet optimointia varten simuloitavien vaihtoehtojen joukkoa vastaavasti. Esimerkiksi tervalepikölle on voitu määrittää ainoaksi mahdollisuudeksi suunnittelukaudella lepo tai päätöksentekijän toivomuksesta pihapiiriin rajoittuvalle uudistuskypsälle männikölle ei ole annettu avohakkuun mahdollisuutta. Vaihtoehtojen joukkoa rajoittamalla voidaan ohjata optimoinnin tulosta erityiskohteissa. ”Tavanomaisissa” talousmetsäyksissä vaihtoehtojen joukkoa ei rajoiteta erityisvaatimusten nojalla, vaan optimointia varten niille tuotetaan laajempi kirjo käsittelyohjelmia. Mallin käyttö palveleekin biodiversiteetin huomioon ottamista ennen kaikkea muiden kuin varsinaisten suojelukohdeiden metsänkäsittelyn optimoinnissa, myös ns. alue-ekologisissa tarkasteluissa.

Kirjallisuus

- Alho, J., Kangas, J. & Kolehmainen, O. 1996. Uncertainty in the expert predictions of the ecological consequences of forest plans. *Applied Statistics* 45: 1–14.
- Anderson, D. H. 1993. Using the Delphi process to identify significant recreation research-based innovations. *Journal of Park and Recreation Administration* 11: 25–36.
- Brown, B. & Helmer, O. 1970. Förbättring av tillförlitligheten i en överensstämmelse genom användning av självbedömningar. Julkaisussa: Helmer, O. (toim.). Framstudsstudier genom Delphi-tekniken. Stockholm. s. 115–126.
- Currie, D.J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. *American Naturalist* 137: 27–49.
- Dalkey, N. & Helmer, O. 1962. An experimental application of Delphi method to the use of experts. *Management Science* 9: 458.
- Gordon, T.J. & Helmer, O. 1964. Report on a long range forecasting study. RAND Corporation, Santa Monica, California. 64 s.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. Alue-ekologinen suunnittelu. Metsätalouden julkaisuja 3/1996. Metsähallitus, Vantaa. 46 s.
- Jantsch, E. 1972. Technological planning and social futures. Gassel, London. 256 s.
- Jungk, R. & Galtung, J. (toim.). 1969. Mankind 2000. Oslo. 367 s.
- Kangas, J. 1992. Metsikön uudistamisketjun valinta – monitavoitteiseen hyötyteoriaan perustuva päätös-analysimalli. Summary: Choosing the regeneration chain in a forest stand: a decision model based on multi-attribute utility theory. Joensuun yliopiston luonnontieteellisiä julkaisuja 24. 230 s.
- , Karsikko, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993. A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Silva Fennica* 27: 259–268.
- , Lauhanen, R. & Store, R. 1996. Kunnostusojitusvaihtoehtojen vesistövaikutusten asiantuntija-avusteinen arviointi ja liittäminen päätösanalyysiin. Summary: Assessing the impacts of ditch network maintenance on water ecosystems on the basis of expert knowledge and integrating the assessments into decision analysis. *Suo* 47(2): 47–57.
- , Loikkanen, T., Pukkala, T. & Pykäläinen, J. 1996. A participatory approach to tactical forest planning. *Acta Forestalia Fennica* 251. 24 s.
- & Pukkala, T. 1996. Operationalization of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 103–111.
- Kilki, P. 1985. Timber Management Planning. *Silva Carelica* 5. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. 160 s.
- Kouki, J. (toim.). 1994. Biodiversity in the Fennoscandian boreal forests: natural variation and its management. *Annales Zoologici Fennici* 31(1). 217 s.
- Kuusipalo, J. & Kangas, J. 1994. Managing biodiversity in a forestry environment. *Conservation Biology* 8: 450–460.
- Linstone, H.A. 1978. The Delphi technique. Julkaisussa: Fowles, J. (toim.). Handbook of future research. Greenwood Press, London. s. 273–300.
- Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 16–17 June 1993 in Helsinki. 1993. Documents. Ministry of Agriculture and Forestry of Finland, Conference Secretariat. 56 s.
- Mäenpää, I. 1977. Tulevaisuuden tutkimus II. Menetelmät ja niiden arviointi. Oulun yliopiston kansantaloustieteen laitoksen tutkimuksia 13. 120 s.
- O’Laughlin, J. & Rule, L. C. 1990. The future of Alaska’s forest products industry. *Journal of Forestry* 88(12): 16–22.
- Parviainen, J. & Seppänen, P. 1994. Metsien ekologinen kestävyys ja metsänkasvatusvaihtoehdot. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 511. 110 s.
- Pukkala, T. & Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest planning and decision-making. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 560–570.
- Raivio, S. (toim.). 1995. Talousmetsien luonnonsuojelu – yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No 43. 147 s.
- 1996. Study on biodiversity in managed forests: results encouraging. *Paperi ja Puu* 78(3): 80–85.
- Render, B & Stair, R.M. 1992. Introduction to management science. Allyn and Bacon, Boston. 856 s.
- Reynolds, K.M. & Holsten, E.H. 1994. Relative importance of risk factors for spruce beetle outbreaks. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 2089–2095.
- Russell, J.S., Cameron, D.M., Whan, I.F., Beech, D.F., Prestwidge, D.B. & Rance, S.J. 1993. Rainforest trees as a new crop for Australia. *Forest Ecology and Management* 60: 41–58.
- Saaty, T.L. 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15: 234–281.
- Sackman, H. 1974. Delphi assessment: expert opinion,

- forecasting and group process. RAND Corporation, Santa Monica, California. 125 s.
- Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. 1994. Ympäristöministeriö, alueiden käytön osasto. Moniste. 84 s.
- UNCED 1993. YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi, Rio de Janeiro 3.–14.6. 1992. Ympäristöministeriö & ulkoasiainministeriö. 239 s.
- Williams, P.H. & Gaston, K.J. 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon diversity predict whole-sale species richness? *Biological Conservation* 67: 211–217.

33 viitettä