

Pro Gradu -tutkielma

**METSO-ohjelman laadun arviointi ja vapaaehtoisen
luonnonsuojelun ekologiset vaikutukset
suojelualueverkostoon**

Jani Hohti



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

10.3.2016

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
 Bio- ja ympäristötieteiden laitos
 Ekologia ja evoluutiobiologia

Hohti, J.: METSO-ohjelman laadun arviointi ja vapaaehtoisen suojelun ekologiset vaikutukset suojelualueverkostoon

Pro Gradu -tutkielma: 46 s.

Ohjaajat: Prof. Janne Kotiaho, prof. Mikko Mönkkönen, FT Anssi Lensu

Tarkastajat: MMT Atte Komonen, FT Elisa Vallius

Maaliskuu 2016

Avainsanat: METSO-ohjelma, vapaaehtoinen luonnonsuojelu, Zonation

TIIVISTELMÄ

Luonnon monimuotoisuuden turvaaminen on tärkeää ekosysteemien vakaan toiminnan ja siten myös ihmisten hyvinvoinnin kannalta. Monimuotoisuuden turvaamiseksi onkin perustettu luonnonsuojelualueita. Niiden sijaintiin ovat kuitenkin vaikuttaneet varsin voimakkaasti taloudelliset tekijät, jotka ovat ohjanneet luonnonsuojelualueiden painottumista syrjäisille ja vähätuottoisille alueille, joiden taloudellinen hyödyntäminen on ollut vaikeaa. Suomessa tämä on tarkoittanut suojelualueverkoston painottumista maan pohjoisosiin. Etelä-Suomen suojelualueverkoston laajentamiseksi ja metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi perustettiin yksityisille maanomistajille suunnattu monimuotoisuuden toimintaohjelma METSO. Ohjelman tavoitteena on turvata eteläisen Suomen metsäluonnon monimuotoisuus sekä edesauttaa sosiaalisesti kestävästä metsäluonnon suojelua. Jälkimmäisen tavoitteen saavuttamiseksi METSO-ohjelmassa otettiin käyttöön uusia suojelukeinoja, kuten vapaaehtoisuus ja suojelun määräaikaisuus sekä metsätaloudellisiin tulonmenetyksiin perustuva luonnonarvokauppa. Vaikka METSO-ohjelmaa pidetään yleisesti onnistuneena hankkeena, lisää tietoa ohjelman vaikutuksista tarvitaan. Suojelukohteiden ekologisista valintakriteereistä huolimatta ei ole lainkaan selvää, johtavatko METSO-ohjelman uudet keinot tehokkaasti suojelualueverkoston syntyyn. Tämän pro gradu -tutkielman tarkoituksena on tuottaa uutta tietoa METSO-ohjelman ekologisista vaikutuksista ja luonnonsuojelullisesta tehokkuudesta, ja täten tukea ohjelmaa toteuttavien viranomaisten toimintaa. Tätä tavoitetta varten selvitin, syntyykö vapaaehtoisuuteen perustuvasta suojelualueverkostosta luonnonsuojelullinen kustannus ja kuinka hyvin METSO-kohteiden sijoittelu on onnistunut suhteessa olemassa oleviin suojelualueisiin. Edellä mainittujen tavoitteiden lisäksi selvitin myös, onko toteutuneen METSO-suojelualueverkoston tuottama suojeluhyöty satunnaista saman pinta-alan suojelualueverkostoa suurempi. Lisäksi vertailin METSO-kohteiden laatua suhteessa muihin olemassa oleviin luonnonsuojelualueisiin. Tutkimusanalyysit toteutettiin paikkatietoperusteisesti hyödyntäen valmista luontoarvoja kuvaavaa Zonation-rasteripintaa sekä suojelualueiden rajaustietoja. Analyysin perusteella voidaan todeta vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelualueiden olevan paikalliselta laadultaan hyviä. Analyysi osoitti myös, että vapaaehtoiseen tarjontaan perustuvien kohteiden valinnalla on onnistuttu parantamaan suojeluverkoston kytkeytyneisyyttä. Vapaaehtoisilla suojelukeinoilla kuitenkin todettiin saavutettavan laadultaan heikompi kokonaisuus verrattuna ekologisten perustein valittuun suojelualueverkostoon. Vapaaehtoisuuden kokonaisvaikutuksia tulee kuitenkin tarkastella laajemmasta näkökulmasta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Ecology and Evolutionary Biology

Hohti, J.: Evaluation of voluntary based conservation network and
quality assessment of METSO conservation program

Master of Science Thesis: 46 p.

Supervisors: Prof. Janne Kotiaho, prof. Mikko Mönkkönen, PhD. Anssi
Lensu

Inspectors: DrSci Atte Komonen, PhD Elisa Vallius

March 2016

Key Words: METSO program, systematic conservation, Zonation software

ABSTRACT

Biodiversity is essential for stable ecosystem functioning and human well-being. On the other hand, other conflicting land use goals, like maximizing economic value, continue to be important elements for land owners. These conflicting land use goals are the main reason why there is an ongoing struggle for biodiversity protection. Nature reserves are an important element for nature conservation. However, on global scale, conservation areas are biased towards land areas with a low economic value. Also in Finland, the nature conservation network is biased towards areas at high latitude and with low productivity. The METSO program was established for adjusting that bias and to improve biodiversity protection in southern Finland. The METSO program is voluntary-based and aimed to private landowners. In the METSO program, landowners will get compensation for producing biodiversity services. The aim of this program is to maintain forest biodiversity in southern Finland and to promote socially acceptable nature conservation. The METSO program is generally considered as a successful and well accepted program. However, more scientific research is needed to evaluate the effectiveness of conservation network produced by the METSO program. The goal of this Master's thesis is to produce scientific information about the quality of protected sites and effectiveness of actualized conservation network. I also analyzed protection site selection process and how well the process is able to produce connectivity within conservation network. I also studied the effectiveness of voluntary-based protection compared to ecologically premeditated nature conservation. The quality of the METSO program was also evaluated based on comparisons against other conservation reserve areas. All my analyses were based on spatial information. The study showed that the quality of METSO-program is good and the connectivity between protected areas can be produced by voluntary-based programs. However, a better quality conservation network could be produced by ecologically premeditated conservation programs.

Sisältö

1. JOHDANTO	4
1.1. Biologinen monimuotoisuus ja sen merkitys	4
1.2. Biologisen monimuotoisuuden kaventuminen ja vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelukeinojen vaikutukset metsäluonnon suojeluun	5
1.3. METSO-Ohjelma	7
1.4. Tämän tutkielman tavoitteet ja tutkimuskysymykset	9
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	10
2.1. Tutkimusalue ja tutkimuskohteet	10
2.2. Tutkimusaineisto	11
2.3. Zonation-priorisaatiorasterit	12
2.4. Tutkimusasetelma.....	14
2.4.1. METSO-verkoston vertaaminen satunnaistettuun suojelualueverkostoon ..	15
2.4.2. METSO-kohteiden vertaaminen optimaaliseen suojelualueverkostoon.....	15
3. TULOKSET	16
3.1. Tutkimuskohdeluokkien ominaisuudet	16
3.2. Suojelukohdeluokkien laatuarvio sekä METSO-kohdeluokan vertaaminen satunnaistettuun ja optimoituun suojeluverkostoon	17
4. TULOSTEN TARKASTELU	23
4.1. Päätulosten yhteenveto	24
4.2. Vapaaehtoisuuteen perustuvien suojeluverkostojen tarkempi tarkastelu	24
4.2.1. METSO-suojelualueverkoston tarkempi tarkastelu	24
4.2.2. Luonnonperintösäätiön kohteet.....	27
4.3. Perinteisin velvoitemenetelmin toteutettujen suojelualueiden tarkempi tarkastelu	27
4.4. ELY-keskuksen toteuttamien METSO-kohteiden satunnaisvertailun tarkastelu	29
4.5. Vapaaehtoisuuden vaikutukset suojelualueverkostoon	30
4.6. Johtopäätökset	31
4.7. Tulevaisuuden tutkimuskohteet.....	32
KIITOKSET	32
KIRJALLISUUS	32
LIITTEET	

1. JOHDANTO

1.1. Biologinen monimuotoisuus ja sen merkitys

Biologinen monimuotoisuus eli biodiversiteetti kuvaa kaikkea elollisessa luonnossa havaittavaa variaatiota sen kaikilla ilmenemistasoilla. Näitä tasoja on kolme: perinnöllinen, lajistollinen sekä elinympäristöjen tai ekosysteemien monimuotoisuus (Botkin & Keller 2010). Elinympäristöjen monimuotoisuudella tarkoitetaan elinympäristöjen määrää tiettyä pinta-alayksikköä kohden, kun taas lajistollinen monimuotoisuus ilmentää lajien lukumäärällistä runsautta eli lajirikkautta sekä yhteisössä tavattavien lajien suhteellista runsautta (Cain ym. 2011). Geneettinen monimuotoisuus voidaan määrittellä populaation sisällä havaittavien geeniversioiden eli alleelien tai yksilöiden geenien muodostamien kokonaisuuksien eli genotyyppien runsautena (Toro & Caballero 2005). Kaikki kolme edellä mainittua monimuotoisuuden tasoa eri variantteineen ovat kiinteässä yhteydessä toisiinsa ja ovat näin ollen toistensa perusedellytyksiä. Mikäli lajin populaatio kärsii yhdenkin edellä mainitun monimuotoisuuden osa-alueen heikkenemisestä, on mahdollista, että vaikutukset näkyvät koko eliöyhteisössä.

Monet tutkijat ovatkin esittäneet teorioita biologisen monimuotoisuuden ja yhteisöjen vakauden ja toiminnan välisestä yhteydestä (Naeem ym. 1994, Yachi & Loreau 1999, Stachowicz ym. 2002). Biologisen monimuotoisuuden on esitetty toimivan vakuutuksena ekosysteemien varmemmasta toiminnasta ja paremmasta häiriökestävyydestä (Yachi & Loreau 1999). Biologinen monimuotoisuus voi lisätä yhteisön vakautta lisäämällä yhteisön toiminnallista täydentävyyttä (MacDougall ym. 2013). Tämä tarkoittaa sitä, että erilaisten ympäristöolosuhteiden vallitessa monimuotoisessa yhteisössä löytyy todennäköisemmin lajeja, jotka selviävät myös muuttuvissa olosuhteissa. Monimuotoisessa yhteisössä myös positiivisten vuorovaikutussuhteiden määrä voi kasvaa ja tämä voi parantaa yhteisön toimintaa (Hacker & Gaines 1997, Salonen 2006). Esimerkiksi kasviyhteisöissä yhteisön tuottavuuden on todettu kasvavan lisääntyneen lajistollisen monimuotoisuuden myötä (Tilman 1999). Monimuotoisuuden on todettu myös parantavan kasviyhteisön kykyä torjua vieraslajeja ja täten parantavan yhteisön vakautta (Stachowicz ym. 2002). Biologisten yhteisöjen vakaus on ekosysteemien toiminnan ja sitä kautta myös ekosysteemipalveluiden kannalta tärkeää.

Ekosysteemit ylläpitävät kaikkea elämää maapallolla (Botkin & Keller 2010), joten on selvää, että myös ihmisten hyvinvointi on riippuvainen ekosysteemien ja monimuotoisen luonnon aikaansaamista prosesseista (Kumar 2005). Nämä prosessit ylläpitävät ja vahvistavat ihmisten hyvinvointia, joten niitä voidaan kutsua ekosysteemipalveluiksi. Yleisesti käytetyn määritelmän mukaan ekosysteemipalveluilla tarkoitetaan ihmisen saamia suoria tai epäsuoria hyötyjä ekosysteemien toiminnasta (Costanza ym. 1998, Fisher ym. 2009). Tällaisia hyötyjä ovat esimerkiksi puhdas vesi, happi, ravinteiden kierto sekä kulttuuriset ja sosiaaliset hyödyt (Hassan & Scholes 2005, Kumar 2005). Sosiaalisista ja kulttuurisista hyödyistä mainittakoon esimerkkinä metsien maisemalliset ja esteettiset arvot sekä luonnonympäristön hyödyt psyykkisen terveyden ylläpitämisessä (Karjalainen ym. 2010). Ekosysteemipalveluiden merkitystä kuvaa se, että ekosysteemipalvelut tukevat suoraan yli miljardin sellaisen ihmisen toimeentuloa, jotka elävät äärimmäisessä köyhyydessä (Maailmanpankki 2006). Lisäksi tulevaisuudessa ekosysteemipalvelujen kysynnän arvioidaan entisestään kasvavan. Samalla kuitenkin ekosysteemipalveluiden kestävä tuottaminen on yhä uhatumpaa ja palveluiden määrä onkin jo paikoin laskenut (Brauman ym. 2007). Biologisen monimuotoisuuden kaventumisen voidaan ajatella olevan yhtenä konkreettisenä uhkakuvana ekosysteemeille ja sitä kautta myös ekosysteemipalveluille.

1.2. Biologisen monimuotoisuuden kaventuminen ja vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelukeinojen vaikutukset metsäluonnon suojeluun

Biologinen monimuotoisuus voi kaventua normaalien luonnon prosessien yhteydessä (Hassan & Scholes 2005). Kuitenkin alati kasvavan ihmispopulaation vaikutukset näkyvät selvästi ekosysteemien toiminnassa. Lisääntynyt ihmistoiminnan vaikutus onkin johtanut siihen, että monissa ekosysteemeissä on tapahtunut laajamittaista monimuotoisuuden kaventumista (Naeem ym. 1994). Samalla monimuotoisuudelle epäsuotuisan kehityksen ennustetaan edelleen jatkuvan ja kiihtyvän (Hassan & Scholes 2005). Suurin yksittäinen monimuotoisuutta uhkaava tekijä on ihmisen aiheuttama elinympäristöjen kato ja pirstoutuminen. Pirstoutuneet ja pienet elinympäristöt pystyvät ylläpitämään vain pieniä populaatioita, joiden tiedetään olevan alttiimpia sukupuutoille (Ellstrand & Elam 1993). Muita merkittäviä monimuotoisuutta kaventavia tekijöitä tiedetään olevan vieraslajien leviäminen ja luonnon resurssien liiallinen hyödyntäminen (Hassan & Scholes 2005). Tulevaisuudessa etenkin ilmastonmuutoksen ja tautien merkityksen arvioidaan entisestään kasvavan (Thomas ym. 2004, Baillie ym. 2004). Ihmisen toiminnan vaikutukset näkyvät siis kaikessa elollisessa luonnossa. Sukupuuttovauhdin vertaaminen fossiiliaineistoon onkin osoittanut, että elämme sukupuuttokriisin keskellä (Barnosky ym. 2011), mikä entisestään korostaa tehokkaan luonnonsuojelun merkitystä.

Luonnonsuojelun tarkoituksena on turvata ihmisten hyvinvointi ja säilyttää yhtäläiset elinolosuhteet myös muulle eliökunnalle (Hakala & Välimäki 2003). Luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi tarvitaan erilaisia keinoja, joista yksi on luonnonsuojelualueiden perustaminen. Globaalisti tarkasteltuna maailman luonnonsuojelualueita vaivaa kuitenkin epätasainen maantieteellinen jakautuminen (Mönkkönen ym. 2009). Suurin osa suojelualueista sijaitsee alueilla, jotka ovat vähätuottoisia sekä syrjäisiä, ja näin ollen vaikeasti hyödynnettävissä kaupallisiin tarkoituksiin (Margules & Pressey 2000). Edellä mainitun kaltaiset vähätuottoiset alueet eivät välttämättä kykene ylläpitämään yhtä suurta laji- tai yksilömäärää kuin tuottavammilla alueilla (Begon ym. 2006), minkä voidaan katsoa heikentävän niiden suojelullista arvoa. Myös Suomen osalta suojelualueiden alueellinen jakautuminen on epätasaista, suojelualueiden painottuessa maan pohjoisosiin (Horne 2006). Luonnonsuojelullisesti katsottuna heikoin tilanne onkin hemi-, etelä- ja keskiborealisilla metsävyöhykkeillä (Kuuluvainen ym. 2004, Horne ym. 2006). Mikäli suojelualueverkostoa tarkastellaan vanhojen luonnontilaisten metsien osalta, on tilanne vieläkin heikompi. Tällaisten suojeltujen ja luonnontilaisten vanhojen metsien osuus kaikesta metsämaasta on alhaisimmillaan eteläborealisella vyöhykkeellä (0,05 %), koko Suomen osuuden ollessa 2,3 % (Horne ym. 2006). Samalla on hyvä tiedostaa, että lajirikkaus ja uhanalaisten lajien sekä jo kadonneiden lajien määrä on suurin Etelä-Suomessa (Hanski 2000, Rassi ym. 2010). Kuten Hanski (2000) toteaa, on selvää, että nykyinen Etelä-Suomen metsäluonnontila ei riitä turvaamaan metsälajien pitkäaikaista säilymistä.

Näin ollen on tärkeää kehittää nykyistä suojelualueverkostoa ja perustaa uusia suojelualueita. Luonnonsuojelualueita perustettaessa tulee kuitenkin huomioida monia erilaisia tekijöitä, joista osa liittyy puhtaasti suojelualueiden ekologiin ominaisuuksiin ja osa yhteiskunnallisiin tekijöihin. On kuitenkin hyvä huomata, että suojelun yhteiskunnalliset ja ekologiset tekijät eivät ole toisistaan irrallisia, vaan esimerkiksi yhteiskunnalliset tekijät, kuten suojelun vapaaehtoisuuteen perustuva toteuttamistapa, voivat osaltaan vaikuttaa myös syntyvien suojelualueiden ekologiin ominaisuuksiin.

Vapaaehtoisuudella voikin siis olla erilaisia vaikutuksia suojelualueverkostoon, ja näin ollen vapaaehtoisuuden vaikutuksia tulee tarkastella useista eri näkökulmista. Suojelun vapaaehtoisuus voi vaikuttaa esimerkiksi suojeluverkoston sosiaalisen hyväksyttävyyden lisäksi taloudelliseen tehokkuuteen ja ekologiseen laatuun. Edellä

mainittuja vaikutuksia tulee tarkastella suhteessa vaihtoehtoiseen suojelutapaan, eli perinteiseen velvoitemenetelmin toteutettuun suojelualueverkostoon. Ekologisessa mielessä vapaaehtoisuudesta voi seurata luonnonsuojelullinen kustannus, joka syntyy siitä, että muodostuva suojelualueverkosto ei perustu ekologistin perustein toteutettuun suunnitteluun.

Vapaaehtoisen suojelualueverkoston mahdollisina ekologisina heikkouksina voivat olla suojelualueiden pieni koko ja heikko kytkeytyneisyys (Mönkkönen ym. 2009). Edellä mainittujen ominaisuuksien merkitys suojeluverkoston ekologiselle laadulle perustuu saarieliömaantieteen teoriaan, joka ennustaa suurempaa lajirikkkautta pinta-alaltaan suurempikokoisille ja hyvin kytkeytyneille elinympäristösaarekkeille (MacArthur & Wilson 1967). Suurikokoisen ja lähellä muita samankaltaisia elinympäristöjä sijaitsevan alueen ennustetaan olevan lajirikkaudeltaan suurempi kuin eristyneen ja pienen elinympäristön. Suuri koko ja hyvän kytkeytyneisyys helpottaa lajien levittäytymistä alueelle, mikä vaikuttaa esimerkiksi metapopulaatiodynamiikkaan ja populaation geneettiseen monimuotoisuuteen. Lisäksi pieni elinympäristö pystyy ylläpitämään suhteessa rajatumpaa populaatiota, joka on alttiimpi sukupuutoille (MacArthur & Wilson 1967). Pienien elinympäristöjen kohdalla on hyvä huomioida myös suhteessa suurempi reunavaikutus, joka voi heikentää pienten suojelualueiden laatua (Hanski 2015). Lisäksi tiedetään, että kytkeytyneisyyden merkitys korostuu, kun elinympäristön kokonaismäärä suhteessa maisemaan on pieni. Toisaalta on esitetty myös eriäviä mielipiteitä suojelualueen suuremman pinta-alan tai kytkeytyneisyyden merkityksestä. Suojelualueen pinta-alaan liittyen on tuotu esiin myös argumentteja useamman pienen suojelualueen puolesta (McCoy & Mushinsky 1994, Oertli ym. 2002) sekä ajatuksia siitä, että alueen lajirikkaus määräytyykin pelkästään lajille sopivan elinympäristön kokonaismäärän perusteella, jolloin suojeluverkoston ekologinen laatu ei perustuisikaan kytkeytyneisyyteen tai yksittäisen suojelukohteen pinta-alaan (Fahrig 2013). Hanskin (2015) tekemä tuore artikkeli kuitenkin kritisoi Fahrigin (2013) näkemyksiä ja osoitti, että kytkeytyneisyydellä on merkitystä suojeluverkoston laadulle. Suojelualueen pinta-alaan liittyvien näkemyserojen kohdalla on syytä muistaa, että todellisuudessa tilanne ei ole yksiselitteinen, ja useita riittävän suuria suojelualueita voidaankin pitää hyvänä lähtökohtana käytännön suojelutyöhön.

Suojelualueen pinta-alan ja lajimäärän välistä suhdetta selittävien tekijöiden lisäksi tulee suojelualueverkoston ekologista laatua ja vapaaehtoisuuden vaikutuksia arvioidessa huomioida suojelun ajallinen jatkuvuus sekä suojelukohteiden paikalliset luontoarvot. Paikalliset luontoarvot selittyvät osin alueen ekologisilla ominaisuuksilla, esimerkiksi niin, että tuottavilla tai luonnontilaisilla alueilla ajatellaan olevan erityistä suojelullista merkitystä (Leinonen ym., julkaisematon). On kuitenkin hyvä huomata, että vapaaehtoisuuteen perustuvassa suojelualueverkostossa ekologinen suunnitelmallisuus on rajattua, sillä suojelukohteita ei voida suoraan suojelullisin perustuen valita. Näin ollen on mahdollista, että kaikkia luontoarvoiltaan arvokkaimpia kohteita ei saada mukaan suojeluverkostoon (Mönkkönen ym. 2009). Myös vapaaehtoisuuden kautta METSO-ohjelmaan syntynyt määräaikainen suojelu voi osoittautua ongelmalliseksi. Suojelusopimusten määräaikainen toteuttamistapa onkin herättänyt huolen suojelun jatkuvuudesta ja sitä kautta ekologisesta vaikuttavuudesta (Horne ym. 2006). Lisäksi tiedetään, että monien monimuotoisuuden kannalta tärkeiden metsän rakennepiirteiden syntyminen vaatii aikaa (eri-ikäisrakenne, lahoppuujatkumo, kelottuminen) ja että monet lajit ovat hitaita leviämään uusiin elinympäristöihin. Edellä mainittujen seikkojen takia vapaaehtoiseen suojeluun ja erityisesti määräaikaisiin suojelusopimuksiin voidaan katsoa liittyvän tiettyä ekologista tehottomuutta.

Tärkeä näkökulma vapaaehtoisuuteen on myös sen vaikutukset suojelun sosiaaliseen hyväksyttävyyteen. Perinteiset velvoitemenetelmin toteutetut suojelualueet voivat herättää

laajaa yhteiskunnallista vastustusta (Innes ym. 1998, Hiedanpää 2002, Smith & Shogren 2002). Tämä on toisinaan johtanut jopa tarkoitushakuiseen luontoarvojen tuhoamiseen, jotta maanomistajat välttyisivät suojelutoimilta ja metsätaloustulojen menetykseltä (Innes ym. 1998). Velvoitteisiin perustuvat perinteiset suojelutoimet ovat herättäneet vastustusta myös Suomessa. Hyvänä esimerkkinä tästä on Euroopan Unionin Natura 2000 -ohjelman kohtaama kansalaisvastustus (Hiedanpää 2002).

Vapaaehtoisen luonnonsuojelun on puolestaan ajateltu olevan yhteiskunnallisesti hyväksyttävämpää ja vähentävän konflikteja maanomistajien ja ympäristöviranomaisten välillä (Horne ym. 2006). Samalla on ajateltu, että vapaaehtoinen suojele lisää positiivista suhtautumista luonnonsuojeluun yleisellä tasolla. Tätä ajatusta tukee Juutisen ym. (2005) tekemä kyselytutkimus luontoarvokauppaan osallistuneille maanomistajille, joista yli kaksi kolmasosaa ilmoitti suhtautumisensa luonnonsuojeluun muuttuneen positiivisemmaksi luontoarvokaupan myötä. Kuitenkaan edes maanomistajien luonnonsuojelumyönteisyys ei välttämättä tarkoita yhteistyöhalukkuutta vapaaehtoiseen suojeleluun ilman siitä maksettavaa rahallista kompensatiota (Innes ym. 1998, Juutinen ym. 2005, Horne ym. 2006). Vapaaehtoisen suojeleluun yhtenä kulmakivenä onkin nähty markkinoiden luominen monimuotoisuuspalveluille, jolloin metsien ennallistamisesta ja suojelelusta tulisi metsätaloutta täydentävä keino metsän taloudelliseen hyödyntämiseen (Horne ym. 2006).

Vapaaehtoisen suojeleluun hyväksyttävyyttä ja sosiaalista kestävyyttä voi tarkastella myös kansalaisten oikeuksien ja vaikuttamismahdollisuuksien kannalta. Mikäli luonnon monimuotoisuus nähdään julkisena oikeutena (engl. public good), voidaan pohtia, onko oikein, että vapaaehtoisuuteen perustuvassa suojelelussa vain rajattu joukko (maanomistajat) pääsevät vaikuttamaan suojelelutoimien tehokkuuteen. Asiaa voidaan tarkastella myös Suomen lainsäädännön näkökulmasta (Nieminen & Kotiaho 2015). Suomen perustuslaissa (Suomen perustuslaki 20§) säädetään kansalaisten yhdenvertaisesta oikeudesta terveelliseen ympäristöön sekä mahdollisuudesta vaikuttaa elinympäristöään koskevaan päätöksentekoon. Vapaaehtoisessa suojelelussa suojelelualueverkosto ei perustu Ympäristöministeriön ehdotukseen ja eduskunnan päätökseen, vaan yksittäisten maanomistajien tahtoon, minkä voidaan mahdollisesti tulkita olevan perustuslain vastaista. Lain tulkinnassa on kuitenkin hyvä huomata, että vapaaehtoisetkin suojeleluohjelmat perustuvat eduskunnan periaatepäätöksiin, jolloin myös päätös vaikutusmahdollisuuksien siirtämisestä yksittäisille maanomistajille perustuu epäsuorasti kansalaisten enemmistöpäätökseen.

Vapaaehtoisuus ja siihen liittyvät tekijät ovat merkittävästi läsnä myös METSO-ohjelmassa, joka perustettiin korjaamaan aiemmin mainittuja puutteita Etelä-Suomen metsien suojelelussa.

1.3. METSO-ohjelma

METSO-ohjelma on yksityisille maanomistajille suunnattu Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma. METSO-ohjelmaa toteuttavat valtakunnallisesti ELY-keskukset sekä Metsäkeskukset. Ohjelman tavoitteena on pysäyttää metsälajien ja luontotyyppien monimuotoisuuden taantuminen ja vakiinnuttaa metsäluonnon monimuotoisuuden suotuisa kehitys (Syrjänen ym. 2013). METSO-ohjelman suojeleluukohteet perustuvat tarkkoihin luonnontieteellisiin valintaperusteisiin, jotka huomioivat monimuotoisuuden kannalta tärkeät elinympäristöt, metsän rakennepiirteet sekä kohteen sijainnin suhteessa olemassa oleviin suojelelualueisiin (Ympäristöministeriö 2008). METSO-ohjelman perustamisvaiheessa pyrittiin erityisesti ottamaan huomioon luonnonsuojelun yhteiskunnallinen hyväksyttävyyys ja sosiaalinen kestävyys. Näin ollen ohjelma otti käyttöön uusia keinoja luonnonsuojeluverkoston rakentamisessa (Horne ym. 2006).

Yksi uusien keinojen keskeisistä periaatteista on vapaaehtoisuus. Kaikki suojelukohteet perustuvat siis maanomistajien hyväksymään vapaaehtoiseen suojeluun ja suojelusta saatavaan rahalliseen korvaukseen. Vapaaehtoisesti suojeltavat kohteet voidaan suojella pysyvästi tai määräaikaisesti metsänomistajan tahdosta riippuen. Pysyviä suojelusopimuksia hallinnoivat ELY-keskukset ja määräaikaisten suojelualueiden perustamisesta ja hallinnoinnista vastaa pääasiallisesti Suomen Metsäkeskus, vaikkakin myös ELY-keskuksilla on mahdollisuus määräaikaisiin suojelusopimuksiin. Usein määräaikaiset METSO-sopimukset (Metsäkeskuksen Kemera-ympäristötukikohteet) toteutetaan kymmenen vuoden mittaisina. Toisin kuin perinteisessä velvoitemenetelmin toteutetussa suojelussa METSO-ohjelmassa suojelualueverkosto ei perustu etukäteen toteutettuun ekologisiin perustein tehtyyn suunnitteluun, vaan se määräytyy tarjottujen kohteiden perusteella. Suojeluun tarjottuja kohteita voidaan kuitenkin priorisoida ekologisiin perusteisiin. Edellä esitelyihin uusiin suojelukeinoihin voi mahdollisesti liittyä aikaisemmin mainittuja vapaaehtoisuudesta syntyviä luonnonsuojelullisia kustannuksia, jotka voisivat mahdollisesti heikentää METSO-verkoston ekologista laatua.

Uusiin suojelukeinoihin liitettyistä epävarmuustekijöistä huolimatta aikaisemmat tutkimustulokset viittaavat vapaaehtoisuuteen perustuvien METSO-suojelukohteiden laadun olevan kuitenkin hyvä (Mönkkönen ym. 2009, Siitonen 2012, Lehtomäki 2014). Kohteiden hyvä ekologinen laatu ei kuitenkaan yksinään takaa tehokkaan suojelualueverkoston syntymistä. Samalla on hyvä huomioida, että tehokkaan suojelualueverkoston syntyminen edellyttää paitsi suojelukohteiden hyvää ekologista laatua myös taloudellisuutta suojelukustannusten suhteen. Vapaaehtoisuus on METSO-ohjelmassa linkittynyt myös suojelun määräaikaisuuden kanssa. Aikaisemmista tutkimuksista tiedetään, että suojeluverkoston tehokkuutta heikentää suojelusopimusten lyhytaikaisuus, mikä pitkällä aikavälillä nostaa suojelun rahallisia kustannuksia ja täten rajoittaa suojelualan pinta-alaa, varojen kuluessa vanhojen suojelusopimusten uusimiseen (Juutinen ym. 2008). Määräaikaisen suojelun pienemmät hetkelliset kustannukset voivat kuitenkin mahdollistaa suuremman suojelupinta-alan saavuttamisen nopeammin, mikä voi toisinaan olla tarkoituksenmukaista. Lisäksi aikaisemmista tutkimuksista tiedetään, että suojelukustannusten suhteen tehokkaan suojelualueverkoston syntyminen edellyttää sekä lyhyitä että pitkäaikaisia suojelusopimuksia (Juutinen ym. 2012, Juutinen ym. 2014). Tämä tekijä on huomioitu myös METSO-ohjelmassa. Vapaaehtoisuuteen perustuvan METSO-suojelun on ajateltu parhaimmillaan tuovan taloudellista hyötyä myös valtiolle, sillä luonnonsuojeluun positiivisesti suhtautuvien maanomistajien on ajateltu tekevän hieman markkinahintaa edullisempia suojelusopimuksia. Aikaisemmin onkin todettu, että perinteiset suojelukeinot eivät ole aina olleet kustannustehokkaita (Hilden ym. 2005) ja että vapaaehtoisilla kaupoilla voidaan päästä pienempiin hehtaarikohtaisiin hankintakustannuksiin (tutkimusraportti Horne ym. 2006, Mäntymaa ym. 2009). Toisaalta Juutinen ym. (2008) osoittivat, että suojelukustannusten ero ei välttämättä ole kovinkaan suuri perinteisten ja vapaaehtoisten suojelutapojen välillä.

Edellä esitelyjen näkökulmien perusteella on selvää, että vapaaehtoisuus ja muut METSO-ohjelmaan liittyvät uudet suojelukeinot voivat vaikuttaa syntyvään suojelualueverkostoon monin tavoin, esimerkiksi vaikuttamalla sen laadullisiin ominaisuuksiin. Näin ollen on tärkeää selvittää uusien suojelukeinojen vaikutusta METSO-suojelualueverkoston ekologisiin ominaisuuksiin ja suojelun tehokkuuteen. Aikaisemmin ei ole systemaattisesti ja laajasti selvitetty METSO-suojelualueverkoston laatua ja tehokkuutta. Lisäksi viimeaikaisen poliittisen keskustelun perusteella on herännyt ajatuksia laajentaa olemassa olevia suojelualueita vapaaehtoisuuteen perustuvien keinoin. Vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelun luonnonsuojelullisista kustannuksista, suhteessa

ekologisin perustein valmisteltuun suojelualueverkostoon, ei ole kuitenkaan tuotettu riittävästi tieteellistä tietoa. Näin ollen on tärkeää selvittää vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelualueverkon tehokkuutta suhteessa ekologisesti optimoituun suojelualueverkkoon. Tutkimukseni päämääränä on tuottaa yhteiskunnallisesti merkittävää tietoa, jota myös METSO-ohjelmaa toteuttavat viranomaiset (ELY-keskus ja Metsäkeskus) voivat toiminnassaan hyödyntää.

1.4. Tämän tutkielman tavoitteet ja tutkimuskysymykset

Tämän tutkielman tavoitteena oli selventää edellä mainittuja tiedollisia puutteita METSO-ohjelmaan ja vapaaehtoiseen suojelun toteuttamistapaan liittyen. Tätä tavoitetta varten selvitin Keski-Suomen suojelukohteiden osalta, 1) syntykö vapaaehtoisuuteen perustuvasta suojelualueverkostosta luonnonsuojelullinen kustannus verrattuna tilanteeseen, jossa suojelualueverkosto olisi toteutettu ekologisista perusteista, ja 2) kuinka hyvin METSO-ohjelman keinoin pystytään luomaan kytkeytyneisyyttä suojelukohteiden välille. Kytkeytyneisyys on toiminut yhtenä METSO-kohteiden valintakriteerinä, joten kytkeytyneisyyden tutkiminen kertoo osittain myös valintaprosessin onnistumisesta. Selvitin myös, 3) onko toteutuneen METSO-suojelualueverkoston tuottama suojeluhyöty satunnaista saman pinta-alan suojelualueverkostoa suurempi. Lisäksi tutkin myös METSO-kohteiden laatua vertailemalla keskenään seuraavia Keski-Suomen alueen suojelukohdeluokkia:

- a) METSO:n sopimuskohteet (1. ELY, 2. Metsäkeskus)
- b) Valtion suojelualueet
- c) Luonnonperintösäätiön kohteet
- d) Metsäluonnon erityisen tärkeät elinympäristöt
- e) Luonnonperintösäätiön kohteet
- f) Natura-verkoston luonnonsuojelulla suojellut kohteet

Suojelukohdeluokkien keskinäisellä vertailulla voidaan selvittää paitsi METSO-suojelualueverkoston laatua, myös esimerkiksi perinteisen ja vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelun ekologisia eroja (b & f vs. a), sekä määräaikaisen ja pysyvän suojelun laatueroja (a1 vs. a2). Lisäksi vertailu paljastaa tietoa uusien METSO-keinojen tehokkuudesta suhteessa muihin vapaaehtoisuuteen perustuviin suojelukeinoihin (a vs. c). Metsäluonnon erityisen tärkeät elinympäristöt (METE-kohteet) ovat metsälain 10§:n perusteella valikoituja kohteita, joissa metsätaloustoimet on kielletty tai rajoitettu siten, että kohteiden ominaispiirteet säilyvät. Niiden voidaan katsoa edustavan yhdenlaista perinteistä keskitettyä suojelua. METE-kohteiden vertailu METSO-sopimuskohteisiin edelleen kertoo perinteisen ja vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelun ekologisista eroista. Tutkielma voi siten antaa kattavan kuvan METSO-suojeluverkoston laadusta sekä vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelun ekologisista vaikutuksista.

Tutkimushypoteeseina oletan Keski-Suomen METSO-suojelualueverkoston olevan laadultaan hyvä. Tätä oletusta tukevat aikaisemmat tutkimustulokset Etelä-Savon METSO-kohteista (Lehtomäki 2015), sekä tutkimus METSO-ohjelman pilottihankkeen onnistumisesta (Mönkkönen ym. 2009). Oletan myös METSO-kohteiden lisänsä suojelualueverkoston kytkeytyneisyyttä, koska kytkeytyneisyyden lisääminen on toiminut kohteiden valintakriteerinä ja kohteita on tarjottu runsaasti ohjelmaan, joten priorisointi kohteiden välillä on ollut mahdollista. Edellä mainittujen seikkojen perusteella oletan METSO-verkoston myös olevan samansuuruista, mutta satunnaista suojelualueverkostoa laadukkaampi. Vapaaehtoisuuteen perustuvasta suojelusta voi kuitenkin aiheutua ekologistia kustannuksia, jotka johtuvat ekologisen suunnittelun rajoittuneisuudesta suojelualueverkoston toteuttamisessa.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Tutkimusalue ja tutkimuskohteet

Tutkimusalueena toimi Keski-Suomen maakunta. Osa tutkimusaineistosta ulottui myös Keski-Suomen maakunnan ulkopuolelle, mutta näiden aineistojen osalta rajausta tehtiin leikkaamalla aineistot Maanmittauslaitoksen tuottamalla Keski-Suomen hallintorajat (1:10 000) aineistolla. Näin ollen tutkimusalueen määrittelyminen perustuu kyseiseen aineistoon maakunnan hallintorajoista.

Tutkimusalueen sisällä oli useita erilaisia tutkimuskohdeluokkia (Taulukko 1). Tutkimuskohdeluokkina toimivat alueen erilaiset luonnonsuojelualueet. Tutkimuksessa vertailtiin METSO-ohjelman kohteita ELY-keskuksen, Metsähallituksen ja Metsäkeskuksen osalta. Metsäkeskuksen kohteet ovat toteutettu uudella määräämällä perustuvien suojelukeinoin. Metsäkeskuksen määräämisiä kohteita kutsutaan Kemera-ympäristötukikohteiksi, joita toteutetaan 10 vuoden mittaisina (Horne ym. 2006). Ympäristötukikohteet ovat pääsääntöisesti alueita, jotka ovat tarkoitettu metsälain 10 §:ssä määriteltyjen kohteiden ominaispiirteiden turvaamiseen, mutta ympäristötukirahoituksella voidaan suojella esimerkiksi myös METSO-ohjelman valintakriteerit täyttäviä alueita. Kemera-kohteet ovat tyypillisesti pienialaisia kohteita (Taulukko 2).

ELY-keskuksen osalta suojelualueet toteutetaan usein pysyvän suojelun keinoin, mutta osa (11/149 kpl) ELY-keskuksen Keski-Suomen kohteista on toteutettu luonnonsuojelulain määräämisen rauhoituksen keinoin. Osa ELY-keskuksen toteuttamista suojelusopimuksista on toteutettu maakaupan keinoin. Tämän kaltaisten kohteiden hallinnointi on siirtynyt ELY-keskukselta Metsähallitukselle, ja näihin kohteisiin viitataan tutkielmassa Metsähallituksen kohteina. Huomioitavaa on, että tutkimuksen ulkopuolelle ovat kuitenkin jääneet Metsähallituksen METSO 10 000 ja METSO 13 000 -ohjelmien suojelukohteet, jotka edustavat valtionmailta suojeluohjelmaan siirtyneitä alueita. Toisaalta kyseisten kohteiden valinnassa on hyödynnetty Zonation-analyysiä eli kohteiden valinta perustuu ekologiseen päätöksentekoaanlyysiin, eivätkä kohteet siten edusta vapaaehtoiseen tarjontaan perustuvia tutkimuskohteita. Tämän tutkielman puitteissa kyseisten kohteiden laatua ei ollut mahdollista selvittää. ELY-keskuksen toteuttamat METSO-kohteet ovat selkeästi Kemera-kohteita suurempia, tyypillisesti kuitenkin alle 10 ha (Taulukko 2).

Tutkimusalueella valtion suojelualueisiin kuuluivat kansallispuistot (5 kpl), luonnonpuisto (1 kpl), vanhojen metsien suojelualueet (17 kpl) sekä soidensuojelualueet (10 kpl). Valtion suojelualueet ovat selkeästi alueen suurimpia suojelualueita (Taulukko 2). Metsälakikohteita oli tutkimusalueilla eniten (Taulukko 1), yksittäisten kohteiden keskimääräisen pinta-alan jäädessä kuitenkin varsin pieneksi (Taulukko 2).

Luonnonperintösäätiö on yksityinen toimija, joka ostaa ja ottaa lahjoituksina vastaan maa-alueita, joille perustetaan suojelualueita (luonnonperintösäätiö.fi). Luonnonperintösäätiön suojelualueet pyrkivät ensisijaisesti turvaamaan vanhojen metsien biologista monimuotoisuutta, mutta myös edistämään kulttuuriperintökohteiden sekä virkistyskäyttöön soveltuvien kohteiden suojelua. Luonnonperintösäätiön suojelukohteita oli tutkimusalueella neljä kappaletta. Rajaustietoa oli saatavilla kuitenkin vain kolmesta kohteesta, mikä jätti yhden kohteen tutkimuksen ulkopuolelle.

Natura-kohteet on perustettu turvaamaan Euroopan Unionin luontodirektiivissä määriteltyjen luontotyyppien ja lajien elinympäristöjä (ympäristöministerio.fi). Jokainen jäsenmaa ehdottaa suojelualueita itsenäisesti, mutta lopullinen suojelupäätös tehdään Euroopan komissiossa. Tutkimusaineiston Natura-rajauksiin kuului luonnonsuojelulain perusteella suojeltujen kohteiden lisäksi myös vesilain, maankäyttö- ja rakennuslain sekä

metsälain kohteita, mutta kyseiset kohteet jätettiin analyysien ulkopuolelle niihin kuuluvien metsämaiden vähäisten luontoarvojen perusteella. Tässä tutkimuksessa Natura 2000 -verkoston kohteilla tarkoitetaan siis vain verkostoon kuuluvia luonnonsuojelulain nojalla suojeltuja alueita.

Taulukko 1. Keski-Suomen maakunnan suojelualueverkoston kohdeluokkien kuvaukset, kappalemäärät sekä aineiston lähde. Taulukossa SSA (soidensuojelualue), KPU (kansallispuisto), VMA (vanhojen metsien suojelualue), LPU (Luonnonpuisto), YSA (yksityinen suojelualue), MRA (luonnonsuojelulain nojalla toteutettu määräaikainen rauhoitusalue) ja LSL (luonnonsuojelulaki).

Suojelualueluokka	Kuvaus	Kpl	Aineistolähde
Valtion suojelualueet	SSA, KPU, VMA, LPU	33	OIVA-palvelu
ELY-keskuksen METSO-kohteet	YSA, MRA	147	ELY-keskus
Metsähallituksen METSO-kohteet	Metsähallitus, perinteinen maakauppa	65	ELY-keskus
Kemera-kohteet	Metsäkeskus, määräaikainen suojele	676	Metsäkeskus
Metsälakikohteet	Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt	16 940	Metsäkeskus
Natura (LSL)	Vain LSL-kohteet	90	OIVA-palvelu
Luonnonperintö-säätiö	Yksityisen säätiön suojelemat kohteet	3	OIVA-palvelu, sekä 1 kpl oma vektorirajaus

2.2. Tutkimusaineisto

Tutkimusaineisto perustuu erilaisiin aikaisemmin tuotettuihin paikkatietoaineistoihin, joista osa on suojattua aineistoa ja osa avointa paikkatietoaineistoa. Suojattu aineisto on saatu tutkimuskäyttöön aineiston haltijoiden (ELY-keskus, Metsäkeskus ja Luonnonperintösäätiö) erillisluvalla, ja se on luonteeltaan luottamuksellista. Tutkimuksessa käytettiin myös kaikille avoimia paikkatietoaineistoja, joita saatiin OIVA-paikkatietopalvelusta sekä PaITuli-palvelusta. Avoin paikkatietoaineisto piti sisällään Suomen ympäristökeskuksen tuottamaa vektorimuotoista suojelualueiden rajaustietoa seuraavista suojelualueluokista: valtion suojelualueet (2015), yksityiset suojelualueet (2015), Natura-alueet (2015) (© Suomen ympäristökeskus) sekä CORINE Land Cover 2012 -maanpeiteaineistoa (2014) (© Suomen ympäristökeskus, osittain Luke, MAVI, LIVI, VRK ja MML). Lisäksi tutkielmassa hyödynnettiin Metsäntutkimuslaitoksen (nykyisin Luonnonvarakeskus) vapaata vuoden 2013 MVMI-aineistoa (© Luonnonvarakeskus 2015).

ELY-keskukselta saadut aineistot koostuivat vektorimuotoisista METSO-kohteiden rajaustiedosta vuodelta 2015 (© Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus). Metsäkeskukselta saatiin metsälakikohteiden vektorimuotoiset rajaustiedot sekä kuusi

erilaista Zonation-priorisaatiorasterin varianttia (© Metsäkeskus), jotka kuvaavat Keski-Suomen alueen metsien suojeluarvoja.

2.3. Zonation-priorisaatiorasterit

Zonation-ohjelmisto on kehitetty luonnonsuojelualueiden valintaan ja maankäytön suunnitteluun (Moilanen ym. 2014). Tutkimuksessa suojelualueverkoston laatuvertailu perustui Zonation-suojelupriorisaatio-ohjelmiston tuottamiin rasteripintoihin, jotka kuvaavat Keski-Suomen maakunnan maa-alueiden luonnonsuojelullista arvoa. Tuotetut Zonation-rasterit pohjautuvat Metsäkeskuksen tuottamiin metsävaratietoihin, Metsähallituksen luontotyyppi-inventointiaineistoihin sekä Luonnonvarakeskuksen (Luke, ent. Metsäntutkimuslaitos) monilähdeinventointiaineistoihin (Leinonen ym., julkaisematon). Rasterit on tuotettu kuitenkin niin, että yksittäistä kuvapistettä eli rasteriaineiston pienintä rakenneyksikköä kohden on käytetty vain yhtä pohja-aineistoa. Edellä mainittuja aineistoja hyödyntäen jokaiselle rasteripinnan yksittäiselle kuvapisteelle on tuotettu suhteellinen luonnonsuojelullinen priorisaatioarvo. Priorisaatioarvot sijoittuvat välille 0–1 arvon 1 ollessa luonnonsuojelullisesti arvokkain ja arvon 0 ollessa vähiten arvokas rasterialue. Rasteripinnan tarkkuus on 60 m × 60 m, mikä tarkoittaa sitä, että yksittäinen rasterisolun eli kuvapisteen vastaa tämän kokoista aluetta.

Zonation-ohjelmiston tuottamat rasteripinnat ja niiden priorisaatioarvot perustuvat kulloinkin valittuihin parametreihin. Tässä tutkimuksessa käytettyjen rasteripintojen suojelupriorisaatioarvojen perusta muodostuu suojeluarvoindeksistä (Leinonen ym., julkaisematon). Sen muodostavat alueen puiden keskimääräinen läpimitta sekä puuston kokonaistilavuus. Lisäksi indeksi-arvon tuottavan funktion kaavaan on painotettu eri puulajeja eri tavalla, esimerkiksi niin, että useat lehtipuulajit saavat suuremman prioriteettipainoarvon jo pienemmällä rungon läpimitalla kuin mänty (Lehtomäki 2015). Suojeluarvoindeksi määräytyy seuraavalla kaavalla:

$$I_{ij} = \text{muunnos}(\text{läpimitta}_{ij}) \times \text{puuston_tilavuus}_{ij}$$

I_{ij} on suojelupriorisaatioarvo puulajille j kuvapisteessä i ja läpimitta_{ij} sekä $\text{puuston_tilavuus}_{ij}$ kuvaavat kyseisiä tietoja puulajille j kuvapisteessä i (Leinonen ym., julkaisematon). Lajikohtaiset painoarvot perustuvat kyselytutkimuksella tuotettuun tietoon luonnonsuojelualan ammattilaisten subjektiivisesta arviosta kunkin puulajin läpimitan vaikutuksista alueen suojeluarvoihin. Edellä mainittujen puuston läpimitta- ja tilavuustietojen lisäksi eri rasterivariantteja tuotettiin ottamalla huomioon muita alueen suojeluarvoon vaikuttavia tekijöitä, kuten esimerkiksi kytkeytyneisyyttä. Suojeluarvoindeksin luonteen vuoksi vähäpuustoiset alueet, kuten suot, saavat analyysissä heikkoja suojeluarvoja, vaikka alueilla olisikin muita suojelullisia arvoja.

Tutkimuksessa käytettiin kahta erilaista rasterivarianttia eli rasteripintaa, jotka poikkesivat toisistaan suojelupriorisaatioarvoon vaikuttavien tekijöiden osalta. Zonation 3-variantti (Z3) ottaa huomioon suojeluarvoindeksin (puuston laadun) lisäksi alueen metsätaloudellisen historian sekä alueen luontotyypin (Leinonen ym., julkaisematon). Alueella toteutetuista erilaisista metsänhoitotoimista on tuotettu asiantuntijoiden näkemyksiin perustuen sakkorasteri, joka mahdollisesti alentaa kyseisen alueen suojeluarvoa. Vastaavasti asiantuntijanäkemyksiin perustuen metsäaluetta on myös painotettu niiden luontotyypin perusteella siten, että hyvin tuottavat ja rehevät luontotyypit nostavat alueen suojeluarvoa. Zonation 6-variantti (Z6) huomioi kaikki samat tekijät, kuin Z3-variantti, mutta tämän lisäksi myös samankaltaisten elinympäristöjen kytkeytyneisyyden, alueen kytkeytyneisyyden metsäluonnon erityisen tärkeisiin elinympäristöihin sekä alueen kytkeytyneisyyden olemassa oleviin valtion suojelualueisiin.

Z6-rasteripinnassa kuvapisteen suojeluarvo siis nousee tai laskee sen mukaan kuinka hyvin kyseinen kuvapiste on sijoittunut suhteessa olemassa olevaan suojeluverkostoon. Tutkimuksen rasteripinnat siis eroavat toisistaan siten, että toinen rasteripinta (Z3) huomioi ainoastaan metsämaan paikallisia luontoarvoja, kun taas (Z6) rasteripinta huomioi edellisen lisäksi alueen kytkeytyneisyyttä olemassa olevaan suojeluverkostoon.

On kuitenkin tärkeää huomata, että Z6-variantissa kytkeytyneisyyttä on laskettu kahdella erilaisella tavalla. Molempien tapojen taustalla on monien ominaisuuspiirteiden samanaikainen huomioiminen matriisikytkettyvyyteen perustuen (ks. Lehtomäki ym. 2009, Moilanen ym. 2014). Tässä rasteripinnassa matriisikytkettyvyydellä huomioidaan sitä, miten eri metsäelinympäristöt edesauttavat toistensa kytkeytyneisyyttä. Käytännössä elinympäristöjen kytkeytyneisyysarvot on toteutettu Zonation-ohjelman *distribution smoothing* -tekniikalla, joka perustuu kaksiulotteiseen ydinsilotukseen, kytkeytyneisyysarvojen ollessa 400 m (Lehtomäki ym. 2009, Leinonen ym., julkaisematon, FT Joonas Lehtomäki, Helsingin yliopisto, suullinen tiedonanto, Moilanen ym. 2014). Tällä tekniikalla kytkeytyneisyysarvo on laskettu jokaisesta kuvapistestä jokaiseen kuvapisteeseen yli kaikkien ominaisuuspiirteiden. METE-kohteiden ja valtion suojelualueiden suhteen tuotettu kytkeytyneisyysarvo puolestaan perustuu Zonation-ohjelman *interaction connectivity* -tekniikkaan. Kyseinen tekniikka laskee kytkeytyneisyyttä kahden ominaisuuspiirteen välillä (ks. Rayfield ym. 2009, Moilanen ym. 2014). Kyseistä tekniikkaa sovellettiin METE-kohteiden (keskimääräinen dispersaalimatka 200 m) ja valtion suojelualueiden (keskimääräinen dispersaalimatka 2000 m) osalta niitä ympäröiviin metsämaa-alueisiin. Näin ollen rasteripinnan kuvapisteen kytkeytyneisyyttä on laskettu suhteessa edellä mainittuihin suojelualueisiin (METE-kohteet ja valtion suojelualueet). On myös hyvä huomioida, että rasteripinnan kytkeytyneisyyden laskutapa (matriisikytkettyvyys + interaktiokytkettyvyys) huomioi elinympäristöjen ominaisuuspiirteiden samankaltaisuuden, joten kytkeytyneisyys-rasteripinnassa (Z6) eniten suojeluarvo paranee sellaisilla kuvapisteillä, jotka sijaitsevat lähellä suojelualueita ja edustavat suojelualueen kanssa yhteneviä ominaisuuspiirteitä.

Zonation-rasteripinnan ominaisuuksista on hyvä tiedostaa, että valitut lähtöaineistot vaikuttavat oleellisesti sen luotettavuuteen. Tutkimuksessa käytetyissä rasteripinnoissa ensisijaisena lähtöaineistona on käytetty Metsäkeskuksen hallinnoimaa metsävaratietoa, joka kuvaa alueen yksityisiä talousmetsiä (Leinonen ym., julkaisematon). Metsähallituksen ylläpitämien valtion suojelualueiden osalta lähtöaineistona on toiminut luontotyyppi-inventointiaineistot. Sellaisilla talousmetsäalueilla, joilla metsävaratietoa ei ollut käytettävissä (Metsähallituksen talousmetsät + jotkin yksityiset alueet) käytettiin rasteripinnan tuottamiseen monilähdeinventointiaineistoja. Monilähdeinventointiaineistosta tulee kuitenkin huomioida, että se on temaattiselta ja spatiaaliselta tarkkuudeltaan ja osin luotettavuudeltaankin heikompaa kuin edellä mainitut metsävara-aineistot tai luontotyyppi-inventointiaineistot. Tästä johtuen monilähdeinventointiaineisto soveltuu heikosti pienialaisten suojelukohteiden analysointiin (Lehtomäki 2015). Käytetty pohja-aineisto edusti kuitenkin tarkinta saatavissa olevaa paikkatietoaineistoa kyseiseltä alueelta (Leinonen ym., julkaisematon). Metsävaratietojen osalta aineiston luotettavuutta on parannettu ajallisella tietojen poiminnalla, jolloin käytetty metsävaratieto on ollut korkeintaan 10 vuotta vanhaa. Metsävaratiedot oli ladattu Metsätietojärjestelmästä vuonna 2011.

2.4. Tutkimusasetelma

METSO-suojelualueverkoston laatua selvitetiin paikkatietoperustaisesti sekä ArcGIS v. 10.3.1 -paikkatieto-ohjelmiston (ESRI Inc., Redland, CA, USA) että R v. 3.2.2 -tilasto-ohjelmiston (R Core Team 2015) avulla. Suojelukohteiden laatuarviossa eri suojelualuetyypeille tuotettiin mediaanipriorisaatioarvo Z3- ja Z6-priorisaatorastereista (ks. Lehtomäki 2014, 2015). Edellä mainittuja priorisaatioarvoja vertaamalla voitiin arvioida eri suojelukohteiden laatua ja kytkeytyneisyyttä, sekä siten myös niiden luonnonsuojelullista merkitystä.

Ennen laatuarvion toteuttamista tutkittavista Zonation-rasteritasoista poistettiin suoalueet. Suoalueiksi määriteltiin sellaiset alueet, jotka Corine land cover (2012) -aineiston perusteella kuuluivat avosoihin tai vähäpuustoisiin (10–30 % pinta-alasta puustoista) turvemaihin. Suoalueiden poisto toteutettiin siten, että Zonation-rasteripinnoista poistettiin sellaiset rasteripisteet, jotka olivat päällekkäisiä 60 x 60 metrin tarkkuuteen muunnetun (Resample, kriteerinä Majority) Corine land cover -aineiston suokuvapisteen kanssa. Näin ollen turvemaiden osuus rasteripinnassa pieneni ja jäljelle jäi pääasiassa kivennäismaita. Tämän jälkeen jäljelle jääneet metsämaiden suojeluarvot järjestettiin uudelleen tasavälisesti arvovälille 0–1, jotta saadut tulokset olisivat mediaanin osalta helpommin tulkittavissa. Soiden poisto toteutettiin, koska alustavissa analyyseissä huomattiin tiettyjen suojelukohdeluokkien kärsivän muita kohdeluokkia enemmän vähäpuustoisten soiden aiheuttamasta mediaanipriorisaatioarvon heikkenemisestä, kun vähäpuustoisten soiden luonnonsuojelullista arvoa ei ollut huomioitu Metsäkeskuksen Zonation rastereita laadittaessa. Suoalueiden poisto siis varmisti sen, että tässä tutkimuksessa verrataan metsäkohdeluokkia keskenään niiden luontoarvojen ja kytkeytyneisyyden suhteen.

Kullekin kohdeluokalle tuotettiin sen laatua ja kytkeytyneisyyttä kuvaava laatuarvio leikkaamalla Z3- ja Z6-rasteripinnoista irti sellaiset kuvapisteen, joiden keskipiste jäi kyseisen suojelualueluokan vektorimuotoisten rajausten sisäpuolelle. Irtileikatuista pikseleistä tuotettiin erillinen rasteritaso, josta voitiin laskea rasteriarvojen mediaaniarvo kaikille tietyn kohdeluokan kuvapisteille (R-ohjelma, TIFF-tiedostojen lukemiseen rgdal-paketti). Tätä parametria voidaan pitää kyseisen suojelualueluokan laatua kuvaavana mediaanipriorisaatioarvona. Mediaanipriorisaatioarvoon perustuva analyysitapa on yhtenevä Lehtomäen (2014) ja Lehtomäki ym. (2015) tutkimusten kanssa.

Mediaanipriorisaatioarvoon perustuva laatuarvio siis tuottaa jokaiselle kohdeluokalle kaksi erilaista tulosta, joista toinen (Z3) kuvaa paikallisia suojeluarvoja, ja toinen (Z6) edellä mainitun suojeluarvon lisäksi kytkeytyneisyyttä olemassa olevaan suojelualueverkostoon. Nämä laatuarvot mahdollistavat eri kohdeluokkien suoran keskinäisen vertailun ja siten paljastavat kunkin kohdeluokan suhteellisen luonnonsuojelullisen laadun. Paikallisia suojeluarvoja kuvaavan (Z3) rasteripinnan ja kytkeytyneisyyden huomioivan (Z6) rasteripinnan mediaanipriorisaatioarvojen keskinäinen vertaaminen paljastaa miten kytkeytyneisyyden huomioiminen vaikuttaa kohdeluokan laatuarvioon.

Laatuarvion toteuttamistapaan liittyen tulee huomioida, että pinta-alaltaan kaikkein pienimpien kohteiden, kuten esimerkiksi kapeiden purovarsikohteiden osalta, voi käydä niin, että suojelualueen vektorimuotoinen rajausta kulkee usean kuvapisteen kautta, mutta rajauksen sisäpuolelle osuu vain muutaman rasterikuvapisteen keskipiste. Tämän kaltaisessa tilanteessa kohteen laatuarvio perustuu siis vain niihin satunnaisiin Zonation-rastereiden kuvapisteisiin, joiden keskikohta jää suojelualueen rajauksen sisäpuolelle. Tämä on hyvä huomata analyysin toteuttamistapaan liittyvänä mahdollisena virhelähteenä koskien kaikkein pienimpiä kohteita. Tämän kaltainen virhelähde ei ole kuitenkaan luonteeltaan systemaattinen, vaan satunnainen, jolloin kokonaisvirhe suhteessa tasaantuu.

2.4.1. METSO-verkoston vertaaminen satunnaistettuun suojelualueverkostoon

Toteutunutta METSO-verkosta verrattiin ELY-keskuksen hallinnoimien METSO-kohteiden osalta täysin satunnaisesti tuotettuun, mutta pinta-alaltaan yhtä suureen suojelualueverkostoon. Vertailu toteutettiin sekä Z3- että Z6-rasteripinnoille, joista oli poistettu suoalueet sekä suojelualueet seuraavista kohdeluokista: valtion suojelualueet, yksityiset suojelualueet, Natura 2000 -verkoston suojelualueet ja luonnonperintösäätiön kohteet. Kyseiset kohdeluokat poistettiin, koska METSO-kohteiden ei pääsääntöisesti ajateltu sijoittuvan kyseisten kohdeluokkien kanssa päällekkäin. Natura 2000 -verkoston kohteiden osalta vieläkin perustellumpi ratkaisu olisi voinut olla poistaa vain luonnonsuojelulain kohteet, jolloin satunnaisvertailuun olisivat jääneet muut verkoston alueet, joilla ei ole merkittäviä metsäluonnon suojeluarvoja, ja jotka usein ovat talousmetsäkäytössä. Aikaisemmat alustavat tulokset kuitenkin osoittavat, että kyseisellä ratkaisulla ei ollut käytännön vaikutusta tulosten tulkintaan.

Vertailu toteutettiin siten, että R-ohjelmalle tuotettiin Sampler-funktiokokonaisuus, joka sijoitti toteutuneiden METSO-kohteiden kanssa pinta-alallisesti yhteneviä ympyränmuotoisia alueita satunnaisesti Z3- ja Z6-rasteripintojen päälle. Satunnaistetussa vertailussa kohteiden ei annettu sijoittua päällekkäin, eli yksittäinen kuvapiste voi kuulua kyseiseen verkostoon vain yhden kerran. Lisäksi satunnaisen alueen vaadittiin edustavan metsämaata (ei saanut sisältää vesistöjä, tai muuta suojelualueisiin kuulumatonta). Satunnaistetun verkoston tuottaminen aloitettiin suurimmasta kohteesta alkaen, mikä helpotti kohteiden sijoittumista rasteripinnalle. Satunnaisesti sijoitetulle verkostolle tuotettiin mediaanipriorisaatioarvo samalla tavalla kuin todellisten suojelukohteiden tapauksessa. Satunnaiseen sijoitteluun perustuvia verkostoja, sekä kyseisiin verkostoihin perustuvia mediaanipriorisaatioarvoja tuotettiin sata kappaletta. Satunnaistetuille mediaaniarvoille laskettiin mediaaniarvo sekä 95 % luottamusväli, jota verrattiin ELY-keskuksen hallinnoimien METSO-kohteiden mediaanipriorisaatioarvoon.

2.4.2. METSO-kohteiden vertaaminen ekologisiin perustein optimoituun suojelualueverkostoon

ELY-keskuksen toteuttamille METSO-verkoston kohteille (ELY-keskuksen ja Metsähallituksen hallinnoimat kohteet) toteutettiin myös optimivertailu. Vertaaminen ekologisiin perustein optimoituun suojelualueverkostoon toteutettiin samoille Z3- ja Z6-rasteritasoille kuin aikaisempi vertailu satunnaiseen saman pinta-alan verkostoon. Tämän analyysin kohdalla huomioitiin lisäksi toinen Zonation-rastereiden kanssa yhtenevä rasteripinta, joka kuvasi kuvapisteiden metsätaloudellista arvoa. Optimaalista verkosta muodostettaessa ei haluttu huomioida pelkästään kohteiden pinta-aloja, vaan myös kohteiden metsätaloudellinen arvo, jotta optimaalisessa vertailussa ei syntyisi kohteita, joiden suojelukustannukset olisivat nousseet toteutuneiden suojelukohteiden kustannuksia suuremmiksi. Optimivertailussa mukana olleet ELY-keskuksen kohteet ovat pääsääntöisesti pysyvästi suojeltuja kohteita, ja siten niiden suojelukustannukset ovat rinnastettavissa maanostoon suojelutarkoituksiin. Metsäkeskuksen Kemera-kohteiden osalta suojelukustannusten laskentakaava ei perustu pelkästään kohteen suoraan metsätaloudelliseen arvoon, vaan huomioi myös muita tekijöitä, joten suojelukustannuksiin perustuvaa optimivertailua ei voitu tämän kaltaisena toteuttaa kyseisille kohteille.

Kuvapisteiden metsätaloudellinen arvo arvioitiin VMI-aineistojen (monilähteinen valtion metsien inventointi) puustotietojen perusteella. Kullekin kuvapisteelle poimittiin VMI-aineistosta puulajikohtaiset tilavuustiedot. Puuston metsätaloudellinen arvo saatiin kertomalla tilavuudet keskimääräisillä puulajikohtaisilla keskikantohinnoilla Keski-Suomesta (2011–2014). Hinnan määrittelyssä huomioitiin puulajikohtaisesti (kuusi, mänty

ja koivu) sekä tukkipuu että kuitupuu erikseen. Keskikantohinnat perustuivat Metsäntutkimuslaitoksen julkisiin hintatietoihin.

Optimaalisen verkoston ajateltiin syntyvän siten, että toteutuneiden METSO-kohteiden kanssa VMI-kustannuksellisesti yhteneviä suorakulmioita sijoitettiin järjestyksessä arvokkaimmasta METSO-kohteesta alkaen rasteritason päälle siten, että kohteen rakentuminen alkoi spiraalimaisesti rasteritason sen hetkisen parhaan kuvapisteen ympärille. Suorakulmion muotoista kohdetta laajennettiin tämän kuvapisteen ympärille kunnes kyseisen kohteen tavoite-VMI-kustannus oli saavutettu. Mikäli kohdetta ei voitu muodostaa parhaan kuvapisteen ympärille rasterin ominaisuuksien (NoData -arvojen, esim. vesistöt ja muu ei metsämaa) perusteella tai hinta-rasterin asettamien rajoitusten vuoksi, niin kohteen muodostamista yritettiin uudelleen seuraavaksi parhaan kuvapisteen ympäriltä, kunnes kriteerit täyttävä alue löytyi. Kun alue onnistuttiin sijoittamaan rasteritasolle, sen alle sijoittuneet pisteet poistettiin seuraavien alueiden etsinnässä käytettävästä rasteripinnasta, joten suojelualueet eivät voineet sijoittua päällekkäin. Kohteiden sijoittelu aloitettiin onnistuneen sijoituksen jälkeen aina alusta. Näin ollen halvemmilla (pienemmillä) kohteilla oli mahdollisuus sijoittua sellaisten korkean suojeluarvon kuvapisteen ympärille, joihin kalliimpia kohteita ei välttämättä voitu sijoittaa. Mikäli kohteen sisään sijoittui sellainen kuvapiste, jolla oli Zonation-rasteripinnan suojeluarvo, mutta ei VMI-pinnan metsätalousarvoa, jäivät kuvapisteen metsätaloudelliset arvot laskennan ulkopuolelle (tarkistuksen perusteella näin ei käynyt). Optimaaliselle verkostolle tuotettiin mediaanipriorisaatioarvo, jota voitiin vertailla toteutuneiden suojelukohteiden vastaavaan arvoon.

3. TULOKSET

3.1. Tutkimuskohdeluokkien ominaisuudet

Suojelualueet erosivat selkeästi toisistaan pinta-alaominaisuuksien suhteen. Valtion suojelualueet sekä Natura 2000 -verkoston luonnonsuojelulakikohteet erottuivat muista suojelualueluokista suurempien pinta-aloja kuvaavien keskilukujen osalta (Taulukko 2). Sekä suojelualueiden keskimääräiset pinta-alat (aritmeettinen keskiarvo) että mediaanipinta-alat ovat selkeästi muita kohdeluokkia suurempia. Yhteenlasketun kokonaispinta-alan perusteella kyseiset suojelualueet muodostavat myös kattavimmat suojelualueverkostoluokat (Taulukko 2).

ELY-keskuksen hallinnoimien ja Metsähallituksen hallinnoimien METSO-kohteiden keskimääräiset pinta-alat ovat jokseenkin yhteneviä (Taulukko 2). Kyseisten kohteiden mediaanipinta-aloissa havaitaan kuitenkin selkeämpi ero. Lisäksi ELY-keskuksen METSO-kohteiden yhteenlaskettu pinta-ala on selkeästi Metsähallituksen hallinnoimien kohteiden pinta-aloja suurempi (Taulukko 2), mikä johtuu ELY-keskuksen hallinnoimien kohteiden suuremmasta lukumäärästä (Taulukko 1).

Metsäkeskuksen hallinnoimat suojelualueet (METE-kohteet sekä Kemera-kohteet) ovat pinta-alaominaisuuksien perusteella pienehköjä suojelualueita (Taulukko 2). On kuitenkin hyvä huomata METE-kohteiden suuri lukumäärä (Taulukko 1) ja tästä johtuva suuri yhteenlaskettu kokonaispinta-ala (Taulukko 2).

Luonnonperintösäätiön kohteet ovat tutkimuksen selkeästi pienin kohdeluokka, niin kohteiden lukumäärän kuin kohdeluokan kokonaispinta-alankin kannalta tarkasteltuna. Suojelukohteiden koko on kuitenkin verrattavissa esimerkiksi METSO-verkoston suojelukohteisiin.

Taulukko 2. Suojelualueluokkien keskimääräinen suojelualan pinta-ala (aritmeettinen keskiarvo) ja mediaanipinta-ala kuvaavat suojelualueiden tyypillistä kokoa. Verkoston kattavuutta kuvaa yhteenlaskettujen suojelualueiden pinta-ala.

Suojelualueluokka	Keskimääräinen suojelualan pinta-ala (ha)	Suojelualan mediaani pinta-ala (ha)	Yhteenlaskettu kokonaispinta-ala (ha)
Valtion suojelualueet	646,9	108,6	21 347
ELY-keskuksen METSO-kohteet	8,8	5,3	1 299
Metsähallituksen METSO-kohteet	8,8	2,1	569
Kemera-kohteet	3,7	2,2	2 551
Metsälaki-kohteet	0,6	0,4	10 669
Natura (LSL)	293,3	68,9	26 399
Luonnonperintösäätiö	6,2	7,0	19

3.2. Suojelukohdeluokkien laatuarvio sekä METSO-kohdeluokan vertaaminen satunnaistettuun ja optimoituun suojeluverkostoon

METSO-suojelualueverkostoon kuuluvien suojelualueiden laatua voidaan pitää pääosin hyvänä. Tätä tukevat METSO-verkoston kaikkien kohdeluokkien saamat kohtuullisen korkeat mediaanipriorisaatioarvot. METSO-verkoston laadukkaimpina kohdeluokkana erottuivat Metsäkeskuksen Kemera-ympäristötukikohteet, joiden priorisaatioarvot olivat parhaat sekä paikallisen laadun (Z3) että paikallisen laadun + kytkeytyneisyyden (Z6) rasteripinnoilla (Kuva 1 & Taulukko 3). Kemera-kohteiden kytkeytyneisyys näyttäytyy analyysissä hieman muita METSO-verkoston kohdeluokkia parempana. Myös ELY-keskuksen hallinnoimien METSO-kohteiden korkeat mediaanipriorisaatioarvot molemmilla rasteripinnoilla kertovat METSO-verkoston hyvästä paikallisesta laadusta ja kytkeytyneisyydestä (Kuva 1). Metsähallituksen hallinnoimien METSO-kohteiden paikallinen laatu sen sijaan näyttäytyy analyysissä hieman muita verkoston kohdeluokkia heikompana, joskin hyvin kytkeytyneenä olemassa olevaan verkostoon (Kuva 1). Kohdeluokkien sisäisellä Z3- ja Z6-rasteripintojen vertailulla voidaan selvittää, miten kytkeytyneisyyden huomioiminen vaikuttaa kohdeluokan suojeluarvoon.

ELY-keskuksen toteuttamien METSO-verkoston kohteiden (ELY-keskuksen ja Metsähallituksen METSO-kohteet) osalta voidaan todeta, että Z3- ja Z6-varianttien laatuarviot ovat tilastollisesti merkitsevästi parempia verrattuna satunnaiseen suojelualueiden sijoitteluun perustuvan kohdejoukon laatuun, koska toteutuneiden METSO-kohteiden mediaanipriorisaatioarvot eivät osuneet satunnaisen verkoston 95 % luottamusväliin kummassakaan tapauksessa (Kuva 2).

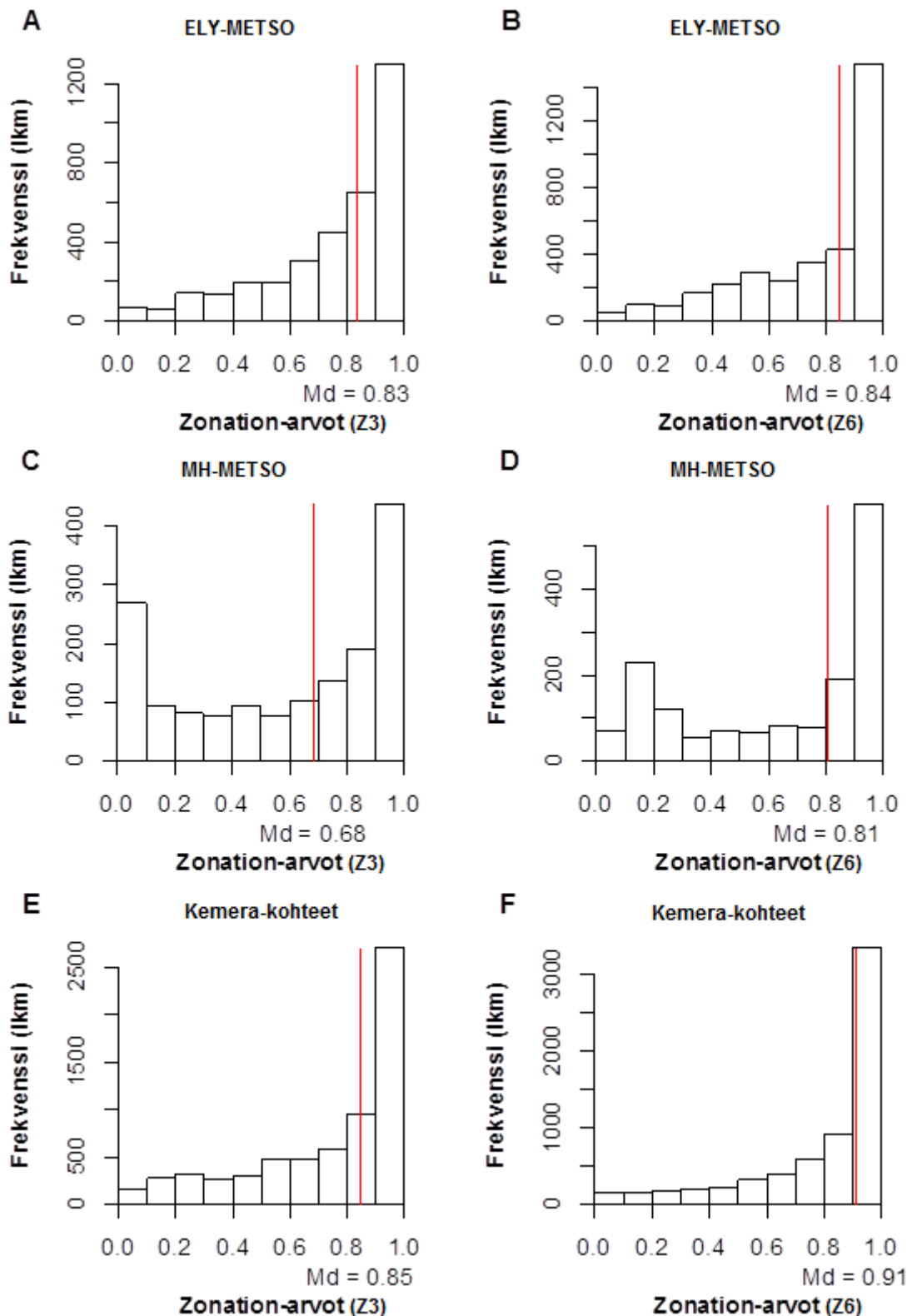
ELY-keskuksen toteuttamien kohteiden vertailu optimoituun saman metsätaloudellisen kustannusarvion suojelualueverkostoon osoitti, että optimoidun suojelualueverkoston mediaanipriorisaatioarvot olivat molemmilla rasteripinnoilla merkittävästi vapaaehtoiseen tarjontaan perustuvaa toteutunutta METSO-verkostoa suuremmat (Kuva 3). Paremmat priorisaatioarvot osoittavat samalla taloudellisella

kustannuksella optimoidun suojeleverkoston suuremman suojeleuarvon suhteessa ELY-keskuksen toteuttamaa suojeleverkostoon.

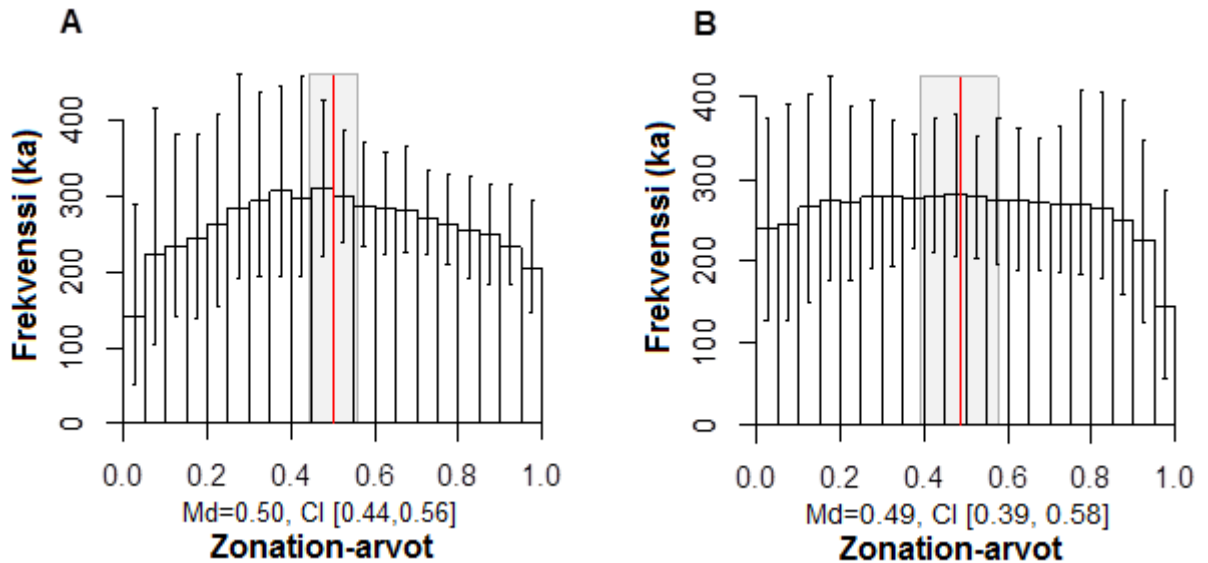
Perinteisiin velvoitemenettelyyn perustuvien suojelekeinoin toteutettujen suojelealueiden laatu osoittautui myös kohtuullisen hyväksi. Tätä arviota tukevat erityisesti METE-kohteiden sekä valtion suojelealueiden hyvät mediaanipriorisaatioarvot (Kuva 4). Huomionarvoista on valtion suojelealueiden todella hyvä kytkeytyneisyysarvo, mikä johtuu osin Z6-rasterin laadintatavasta (ks. aliluku 2.3.). Toisaalta Natura 2000 -verkostoon kuuluvien luonnonsuojelelakikohteiden paikallinen laatu ei yltänyt aivan edellä mainittujen kohteiden tasolle, mutta ne olivat hyvin kytkeytyneitä muihin arvokkaisiin alueisiin (Kuva 4).

Luonnonperintösäätiön toteuttama vapaaehtoisuuteen perustuva suojelealueverkosto osoittautui laadultaan myös kohtuullisen hyväksi, joskin kokonaisuutena heikommaksi kuin esimerkiksi METSO-verkosto (Kuva 5). Luonnonperintösäätiön kohteiden paikallinen laatu on kuitenkin parempi kuin Natura 2000 -verkoston kohteiden, ja yhtä hyvä valtion suojelekohteiden kanssa (Kuva 4 & Kuva 5). Huomioitavaa on kuitenkin Luonnonperintösäätiön kohteiden heikempi mediaanipriorisaatioarvo kytkeytyneisyyden huomioivalla (Z6) rasteripinnalla verrattuna paikallista laatua kuvaavaan (Z3) rasteripintaan (Kuva 5).

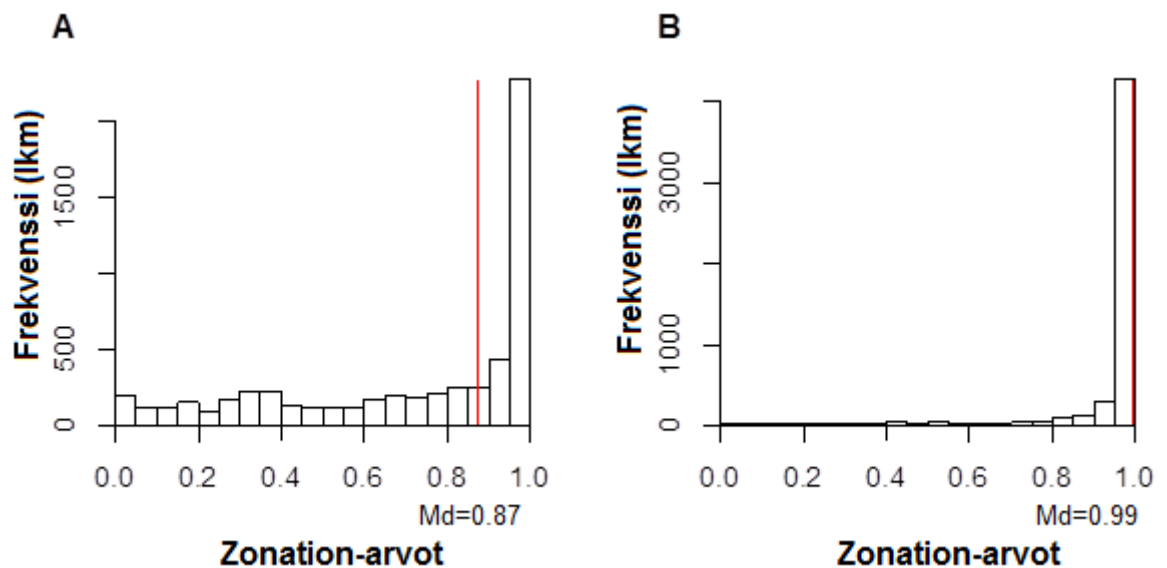
METSO-verkoston kohteiden vertaaminen muihin kohdealuokkiin osoitti erityisesti näiden kohteiden paikallisen laadun (Z3-rasterin mediaaniarvon) olevan muita kohdealuokkia parempi. Kytkeytyneisyyden (Z6-rasterin mediaaniarvon) osalta METSO-verkoston kohteiden voidaan todeta olevan verrattavissa Natura 2000 -ohjelman suojelekohteiden kanssa.



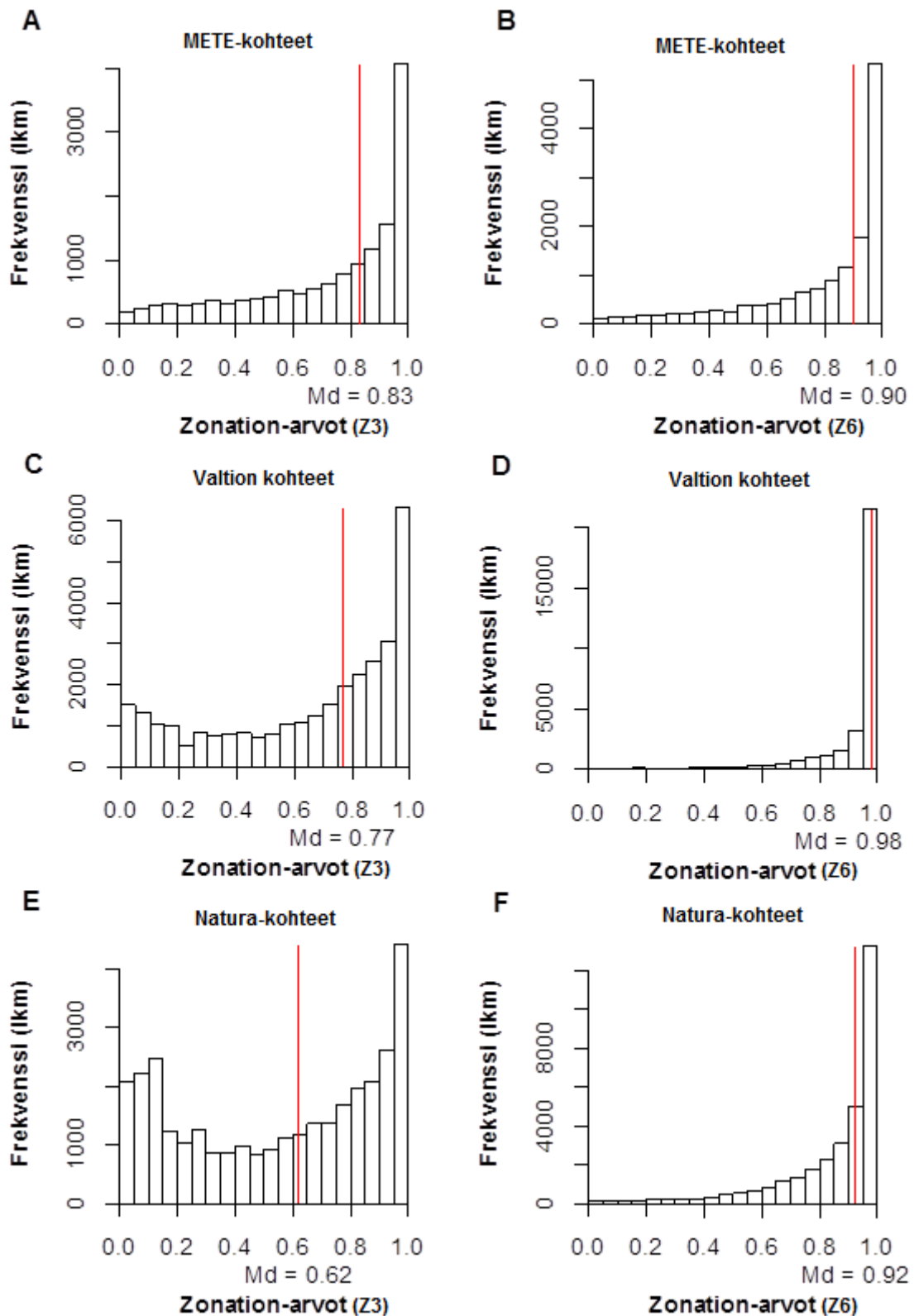
Kuva 1. METSO-suojelualueverkostoon kuuluvien kohdeluokkien paikallista laatua (Z3) ja kytkeytyneisyyttä (Z6) kuvaavat suojeluarvot. Histogrammi A) kuvaa ELY-keskuksen METSO-kohteiden Z3-rasterin arvoa, ja B) saman kohdeluokan arvoa Z6-rasterilla. C) kuvaa Metsähallituksen hallinnoimien kohteiden Z3-rasterin arvoa ja D) saman kohdeluokan arvoa Z6-rasterilla. E) osoittaa Kemera-kohteiden Z3-rasterin arvon, sekä F) Kemera-kohteiden Z6-rasterin arvon. Suojeluarvot on havainnollistettu histogrammeihin pysty viivalla sekä numeroarvona (Md). Pylväät kuvaavat kohdeluokan kuvapisteiden jakaumaa välillä 0–1.



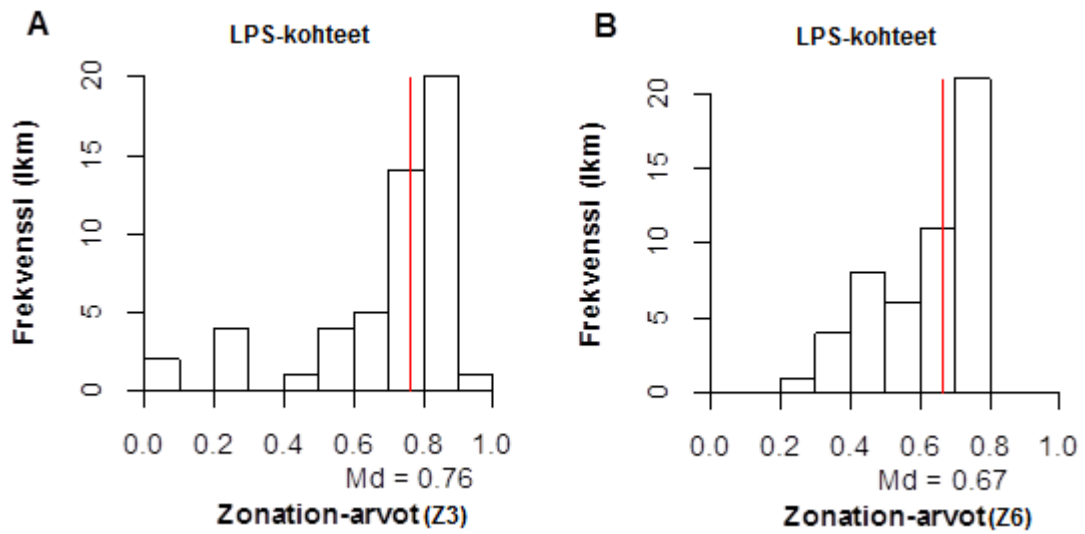
Kuva 2. Satunnaiseen sijoitteluun perustuvan METSO-verkoston laatua kuvaavat histogrammit. Y-akselilla on kuvapisteiden frekvenssit ja X-akselilla suojeluarvot välillä 0-1. Kuva A) havainnollistaa Z3-rasteriin perustuvan sijoittelun tulosta ja B) vastaavaa tulosta Z6-rasterin osalta. Kuvassa mediaanipriorisaatioarvoa (100 satunnaispoiminnan mediaanien mediaania) on havainnollistettu punaisella viivalla sekä numeroarvolla (Md). Harmaa alue kuvaa mediaaniarvon 95 % luottamusväliä, joka on myös esitettylukuarvoin (CI). Pylväät kuvaavat 100 satunnaispoiminnan perusteella laskettujen kuvapisteiden frekvenssien keskiarvoa (ka) jokaiselle suojeluarvovälille. Pylväiden janat kuvaavat pylväskohtaisten keskiarvojen 95 % luottamusvälejä.



Kuva 3. Ekologisesti optimoituun METSO-verkoston (ELY:n + MH:n kohteet) perustuvat suojeluarvoa kuvaavat histogrammit. X-akseli kuvaa suojeluarvoja välillä 0–1. Y-akselilla on kohdeluokkaan kuuluvien kuvapisteiden frekvenssit. Punainen viiva kuvaa mediaanipriorisaatioarvoa, joka on esitetty myös numeroarvona (Md). A) kuvaa kohdeluokkien optimaalisen sijoittelun laatuarviota paikallista laatua kuvaavalla Z3-rasteripinnalla ja B) vastaavaa Z6-rasteripinnalla, joka huomioi lisäksi kytkettyneisyyttä.



Kuva 4. Perinteisin velvoitemenetelmin suojeltujen eri kohdeluokkien paikallista laatua (Z3) ja kytkeytyneisyyttä (Z6) kuvaavat suojeluarvot. Histogrammi A) kuvaa METE-kohteiden Z3-rasterin arvoa, ja B) METE-kohteiden arvoa Z6-rasterilla. C) kuvaa valtion suojelunalueiden Z3-rasterin arvoa ja D) saman kohdeluokan arvoa Z6-rasterilla. E) osoittaa Natura 2000 -verkoston suojelukohteiden Z3-rasterin arvon, sekä F) saman kohdeluokan Z6-rasterin arvon. Suojeluarvo on havainnollistettu histogrammeihin punaisella viivalla sekä esitetty numeroarvona (Md). Pylväät kuvaavat kohdeluokan kuvapisteiden jakaumaa välillä 0–1.



Kuva 5. Luonnonperintösäätiön suojelualueiden laatua kuvaavat histogrammit. Kuva A) havainnollistaa paikallista laatua kuvaavasta Z3-rasterista tuotettua suojeluarvoa eli mediaanipriorisaatioarvoa. Kuva B) havainnollistaa kytkeytyneisyyttä kuvaavasta Z6-rasterista tuotettua mediaanipriorisaatioarvoa. Kuvissa mediaanipriorisaatioarvoa on havainnollistettu punaisella viivalla sekä esitetty numeroarvona (Md). X-akselilla on kuvapisteiden suojeluarvot välillä 0–1 ja Y-akselilla on kohdeluokkaan kuuluvien kuvapisteiden lukumäärälliset frekvenssit.

Taulukko 3. Taulukkoon on koottu kaikki tutkimuksen analyysitulokset. Kaikkien suojelualueluokkien osalta on esitetty mediaanipriorisaatioarvoihin perustuvat suojeluarvot. Tämän lisäksi ELY-keskuksen ja Metsähallituksen kohteiden osalta on esitetty näiden kohdeluokkien yhteistulos satunnaisvertailun ja optimivertailun osalta. Taulukossa lyhenne (md) tarkoittaa mediaanipriorisaatioarvoa ja CI mediaanipriorisaatioarvon 95 % luottamusväliä. Natura-kohdeluokan lyhenne (LSL) kertoo kohdeluokkaan kuuluvan vain luonnonsuojelulain perusteella suojeltuja suojelualueita.

Suojelualueluokka	Mediaani-arvo (paikallinen laatu) (Z3)	Mediaani-arvo (kytkeytyneisyys) (Z6)	Satunnaisvertailu	Optimivertailu
ELY-keskuksen METSÖ-kohteet	0,83	0,84	Z3 = 0,50 (md) CI [0,44; 0,56] Z6 = 0,49 (md) CI [0,39; 0,58]	Z3 = 0,87 (md) Z6 = 0,99 (md)
Metsähallituksen METSÖ-kohteet	0,68	0,81	Z3 = 0,50 (md) CI [0,44; 0,56] Z6 = 0,49 (md) CI [0,39; 0,58]	Z3 = 0,87 (md) Z6 = 0,99 (md)
Kemera-kohteet	0,85	0,91		
Metsälaki-kohteet	0,83	0,90		
Valtion suojelualueet	0,77	0,98		
Natura (LSL)	0,62	0,92		
Luonnonperintö- säätio	0,76	0,67		

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1. Päätulosten yhteenveto

METSO-suojelualueverkostoon kuuluvien kohdeluokkien (ELY-keskuksen ja Metsähallituksen METSO-kohteet sekä Kemera-kohteet) laatuarvioissa oli havaittavissa eroavaisuuksia erityisesti suojeluverkoston paikallista laatua kuvaavan Z3-rasteripinnan tuloksissa. Näiden tulosten perusteella Metsähallituksen hallinnoimat kohteet näyttäytyivät hieman muita kohdeluokkia heikompina. METSO-verkoston kaikkien kohdeluokkien Z6-rasteripinnasta tuotetut mediaanipriorisaatioarvot olivat kuitenkin hyviä, mikä osoittaa verkoston hyvän kytkeytyneisyyden suhteessa olemassa olevaan suojelualueverkostoon. METSO-verkoston ulkopuoliset suojelukohdeluokat näyttäytyivät analyysissä laadultaan pääosin hyvinä. Tästä poikkeuksena voidaan mainita kuitenkin Natura 2000 -verkoston kohdeluokka, jonka paikallinen laatu oli muita kohdeluokkia selkeästi heikompi (ks. aliluku 4.3). Yleisesti lähes kaikkien kohdeluokkien osalta voidaan todeta, että Z6-variantilla tuotetut mediaanipriorisaatioarvot olivat Z3-variantin arvoja suurempia. Tämä viittaa siihen, että suojelualueluokat ovat pääsääntöisesti hyvin kytkeytyneitä suhteessa muuhun suojelualueverkkoon ja samankaltaisiin luontotyyppeihin. Toisaalta tulee huomioida, että esimerkiksi valtion suojelualueet ja METE-kohteet hyötyvät kytkeytyneisyyden laskutavasta, sillä kytkeytyneisyysarvoja lasketaan suhteessa näihin kohdeluokkiin. Tämä johtuu tutkimusaineiston ominaisuuksista, joihin ei tässä tutkielmassa voitu vaikuttaa.

ELY-keskuksen METSO-kohteiden laatua kuvaava mediaanipriorisaatioarvo erosi tilastollisesti merkitsevästi satunnaisista saman pinta-alan suojeluverkoston mediaanipriorisaatioarvoista niin Z3- kuin Z6-rasterienkin osalta. Vertaaminen satunnaiseen saman pinta-alan suojelualueverkostoon tukee ajatusta METSO-kohteiden hyvästä laadusta sekä suojelukohteiden valintaprosessin onnistumisesta.

Toteutuneen METSO-verkoston vertaaminen tuotettuun optimoituun verkostoon kuitenkin osoitti, että METSO-kohteiden laatu ja kytkeytyneisyys on heikompi kuin mitä olisi saavutettavissa saman laajuisen ja kustannuksiltaan vastaavan kohdejoukon valinnalla laatua ja kytkeytyneisyyttä maksimoiden. Näin ollen vapaaehtoiseen tarjontaan perustuvasta suojelualueverkostosta voidaan katsoa syntyvän ekologinen kustannus verrattuna keskitetyksi suunniteltuun suojelualueverkostoon.

4.2. Vapaaehtoisuuteen perustuvan suojelualueverkoston tarkempi tarkastelu

4.2.1. METSO-suojelualueverkoston tarkempi tarkastelu

Kuten aikaisemmin todettua, METSO-verkostoon kuuluvien kohdeluokkien laatua kuvaavat mittarit tukevat pääosin ajatusta METSO-verkoston hyvästä luonnonsuojelullisesta laadusta. Hyvä tulos on yhtenevä aikaisempien METSO-kohteiden laatua selvittäneiden tutkimusten kanssa. Esimerkiksi Mönkkönen ym. (2009) selvittivät METSO-ohjelman pilottihankkeen laatua vertailemalla suojelukohteita suojeluarvondikaattoreiden (lahopuuston määrän, kääpälajiston ja epifyyttisten jäkälien) suhteen muun muassa alueen hoitometsiin sekä alueen parhaimpiin ei-suojeltuihin kohteisiin. Vertailun tulokset osoittivat METSO-ohjelman kaltaisella hankkeella olevan hyvät edellytykset tuottaa tehokkaita suojeluverkostoja. Myös Siitonen ym. (2012) selvittivät maastoinventointien ja VMI-aineistojen (valtakunnan metsien inventointi) avulla METSO-kohteiden luonnonsuojelullista laatua, minkä he totesivat hyväksi. METSO-kohteiden laatu on todettu hyväksi myös aikaisemmassa Keski-Suomen ulkopuolelle sijoittuneessa Zonation-ohjelmaan perustuvassa analyysissä Lehtomäen ym. (2015) toimesta.

Vaikka METSO-verkoston kohteet ovat pääosin laadultaan hyviä, oli analyysin tuloksissa havaittavissa myös joitakin eroavaisuuksia. Metsähallituksen hallinnoimat METSO-kohteet osoittautuivat erityisesti paikallista laatua kuvaavan Z3-rasterin perusteella ELY-keskuksen hallinnoimia METSO-kohteita ja Metsäkeskuksen Kemera-kohteita heikommiksi. Kyseisen kohdeluokan suojeluarvo ($Md = 0,68$) on satunnaisvertailun perusteella selkeästi keskimääräistä metsämaata parempi, mutta kuitenkin merkittävästi muita METSO- verkoston kohdeluokkia heikompi. Tulosta voidaan pitää jokseenkin yllättävänä, koska METSO-kohteiden valintaa ohjaa yhtenevät suojelukriteerit ja muilla METSO-kohteilla on hyvä suojeluarvo. Oletan tulokselle löytyvän loogisen selityksen hallinnollisista toimintatavoista. Metsähallitukselle siirtyneet METSO-suojelukohteet eroavat muista ELY-keskuksen toteuttamista suojelukohteista maakauppaan perustuvan toteuttamistavan perusteella. Metsähallituksen maakauppoihin liittyy yliostokäytäntö, joka tarkoittaa sitä, että suojeltavaksi päätyy arvokkaiden suojelukohteiden joukossa myös sellaisia alueita, joilla ei ole nykyisin merkittävää luonnonsuojelullista merkitystä (FM Auvo Hamarus, ELY-keskus, suullinen tiedonanto). Tämän kaltainen tilanne voi syntyä silloin, kun suojeluun valitaan esimerkiksi vanha Natura 2000 -ohjelman luonnonsuojelulain kohde (tämä kohde ei näy laatuarvion tuloksessa, koska aineistoa on rajattu), mutta maanomistaja haluaa luopua myös kohteen ylittävistä metsämaastaan. Tämän kaltaisessa tilanteessa Natura-kohteesta ylimenevä osa korvataan maanomistajalle METSO-rahoituksella, vaikka yliostoon liittyvä metsämaa ei täyttäisi METSO-ohjelman suojelukriteereitä. Näin ollen kohdeluokkaan on mahdollisesti päätynyt joitakin osin sellaisia alueita, jotka eivät sinne välttämättä kuuluisi METSO-ohjelman luonnonsuojelubiologisten kriteereiden mukaan. Tämä voidaan lukea METSO-keinojen ekologiseksi kustannukseksi, sillä samalla rahamäärällä olisi toisia keinoja käyttäen voitu saada suurempi ekologinen hyöty. Toisaalta voi olla, että kohteiden laadukkaampiakaan osia ei olisi saatu suojelun piiriin, jos ekologisesti huonompilaatuista osaa ei olisi hyväksytty.

Z3-histogrammin tarkempi tarkastelu osoittaa, että Metsähallitukselle siirtyneiden METSO-suojelukohteiden osalta suojeluverkostoon kuuluu eniten joko todella heikon tai todella hyvän suojeluarvon kuvapisteitä. Suojeluarvoltaan heikkojen kuvapisteiden suuri määrä voisi viitata siihen, että osa suojelualueista on taimikoita tai ne eivät ole ollenkaan metsäisiä, vaan esimerkiksi kulttuurivaikutteisia kiinteistöjen pihapiirejä tai muita avoimia alueita, joiden yksistään metsänsuojelulliseen arvoon perustuva suojeluarvo on alhainen. Toisaalta suurin kuvapistejoukko sijoittuu lähelle maksimaalista suojeluarvoa, minkä oletan kuvaavan sitä, että joukossa on myös suojelullisin perustein valittuja suojeluarvoltaan arvokkaita kohteita.

Yliostokäytännön vaikutuksia pohdittaessa tulisi huomioida, että vapaaehtoisuuteen ja osin myös määräaikaisuuteen perustuvaa suojelualueverkostoa laajennettaessa varsinkin pysyvän suojelun kohteita tulisi pyrkiä sijoittamaan erityisen arvokkaille ja luonnontilaisille alueille (Juutinen ym. 2012, Juutinen ym. 2014). Tämä huomioiden yliostokäytännön voidaan katsoa vaikuttavan heikentävästi METSO-verkoston laatuun. Toisaalta tulee myös huomioida, että pysyvän suojelun kohteina heikkolaatuisilla alueilla on mahdollisuus kehittyä kohti luonnontilaa ja siten myös niiden luonnonsuojelullinen merkitys kasvaa. Erityisesti muihin suojelualueisiin nähden hyvin sijoituvilla ja kytkeytyneillä kohteilla voi olla merkittävä rooli osana tulevaisuuden suojelualueverkostoa, vaikka nykyinen suojeluarvo olisikin vähäinen. Lisäksi maakauppoihin voi sisältyä metsämaiden lisäksi myös muun kaltaista suojelun näkökulmasta arvokasta maa-alaa, kuten suoalueita tai niittyjä, joiden suojeluarvot eivät tässä tutkimuksessa tule esille. On myös hyvä huomata, että kytkeytyneisyysarvot huomioituna Metsähallituksen METSO-kohteet eivät erotu muista kohdeluokan ryhmistä,

mikä viittaa kohteiden läheiseen sijaintiin suhteessa valtion suojelualueisiin ja samalla tukee ajatusta kohteiden suojeluarvon kasvusta tulevaisuudessa. On esitetty ajatuksia siitä, että pitkällä aikavälillä suojeluverkostoa suunniteltaessa olisi kustannustehokasta ja järkevää suojella hyvin kytkeytyneitä ja olemassa olevia arvokkaita suojelukohteita täydentäviä tavallisen kasvatusmetsän kohteita tai jopa avohakkuualoja. (Kotiaho 2011, Kotiaho & Keto-tokoi 2013). Edellä mainitusta näkökulmasta tarkasteltuna yliostokäytäntö ei näyttäydä ongelmallisena. Toisaalta tulee huomioida, että suojelubiologiset näkemykset eivät ole aina yhteneviä, ja suojeluverkoston tehokkuuden kannalta kohteiden suojelullisen laadun on esitetty olevan kytkeytyneisyyttä tärkeämpää (Hodgson ym. 2009, 2011).

Ekologisten tekijöiden lisäksi yliostokäytännön vaikutuksia pohdittaessa on huomioitava mahdollisesti syntyvät positiiviset sosiaaliset vaikutukset ja suojelutoimien parempi yleinen hyväksyttävyyys. Yliostokäytäntö voidaan nähdä valtion suunnalta ”vastaan tulemisena”, eräänlaisena positiivisena signaalina maanomistajien suuntaan. Perinteisin velvoitemenetelmin toteutettu Natura 2000 -verkosto aiheutti konflikteja maanomistajien ja suojeluviranomaisten välille, eikä ohjelma nauttinut yleistä kansalaisten kannatusta (Hiedanpää 2002). Näin ollen Natura 2000 -verkoston kohteiden suojelun METSO-rahoituksella (ja siitä seuranneen yliostokäytännön) voidaan tulkita olevan eräänlaista luonnonsuojelutoiminnan julkisuuskuvan parantamista ja hyväksyttävyyden parantamista, mikä voi heijastua yleisenä positiivisena asenteena suojelutoimintaa kohtaan.

Toinen havaittava eroavaisuus METSO-kohdeluokan sisällä oli Kemera-kohteiden kytkeytyneisyys, joka näyttyy tulosten valossa hieman muita METSO-kohdeluokkia parempana. Oletan tämän olevan osin seurausta Kemera-kohteiden linkittymisestä METE-kohteisiin. Kemera-kohteita voidaan perustaa puhtaasti METSO-ohjelman valintaperusteiden mukaan tai laajentamaan METE-kohteiden pinta-alaa. Sellaiset Kemera-kohteet, jotka on perustettu METE-kohteiden ympärille saavat ymmärrettävästi analyysissä korkeita kytkeytyneisyysarvoja.

Havaittavaa eroavaisuutta voidaan selittää myös hyvillä priorisointimahdollisuuksilla sekä onnistuneilla valinnoilla suojelukohteiden valintatilanteessa. Hyviä priorisointimahdollisuuksia voi selittää se, että METE-kohteen laajentaminen Kemera-kohteella on maanomistajalle taloudellisesti kannattavaa. Lisäksi aikaisemmista tutkimuksista tiedetään, että suomalaisten maanomistajien suojeluhalukkuus vähenee viranomaisten tarjotessa pitkiä, yli 15 vuotta kestäviä suojelusopimuksia (Horne 2006). Tämä huomioiden on perusteltua ajatella, että Metsäkeskuksella (10 v sopimuskohteet) on enemmän potentiaalisia suojelukohteita tarjolla, verrattuna ELY-keskukseen (20 v sopimuskohteet tai pysyvä suojelu). Riittävä kohdetarjonta on ensiarvoista vapaaehtoisuuteen perustuvan suojeluverkoston rakentamisessa ja syntyvän verkoston laadun ja tehokkuuden takaamisessa (Juutinen ym. 2009). Toisaalta kuten Mönkkönen ym. (2009) METSO-ohjelman pilottivaiheessa havaitsivat, ja kuten tämänkin tutkimuksen tulokset osoittavat, voidaan METSO-ohjelmaan tarjottujen kohteiden määrää pitää riittävänä ekologisesti laadukkaana verkoston aikaansaamisen kannalta, kaikkien kohdeluokkien osalta.

Vaikka METSO-ohjelman eri kohdeluokkien välillä on tässä tutkimuksessa havaittavissa joitakin eroavaisuuksia, pääpiirteittäin kaikki kohdeluokat vaikuttavat suojelun näkökulmasta hyvälaatuisilta ja arvokkailta. Tämä tulos on kohtuullisen hyvin linjassa esimerkiksi Siitosen ym. (2012) kanssa, jotka tutkimuksessaan osoittivat kaikki METSO:n eri kohdeluokat rakennepiirteiltään ja lajistolliselta laadultaan hyväksi, eikä eri kohdeluokkien välillä ollut havaittavissa laatueroja.

4.2.2. Luonnonperintösäätiön kohteet

Luonnonperintösäätiön kohdeluokka on tutkimuksen selkeästi pienin kohdeluokka. Kohdeluokka on hyvä otos säätiön Keski-Suomen kohteista (3/4), mutta otoksena kuitenkin niin pieni, että yksittäisen kohteen ominaisuudet vaikuttavat selvästi, eikä otos ole näin ollen kovin hyvin yleistettävissä kaikkiin Luonnonperintösäätiön kohteisiin. Tulos kuitenkin osoittaa, että ainakin Keski-Suomen alueella on kyetty myös yksityisen säätiön vapaaehtoisuuteen perustuvin suojelukeinoin suojelemaan kohtuullisen laadukkaita suojelukohteita. Tulos on kuitenkin pääosin METSO-verkoston kohteiden suojeluarvoa heikompi, mikä osoittaa METSO-ohjelman hyvän laadun myös suhteessa muihin vapaaehtoisiin suojelukeinoin. Valtaosa Luonnonperintösäätiön kohteista on hankittu julkisesti myytäväksi tulleiden metsätilojen joukosta (Jussila 2015). Näin ollen säätiön suojelemien kohteiden alhaisempi laatu todennäköisesti johtuu rajallisemmista resursseista sekä pienemmästä saatavilla olevien kohteiden määrästä, jolloin tehokas priorisointi ja suojelu verkostonäkökulmasta eivät ole mahdollisia (Juutinen ym. 2009). Valtakunnallinen METSO-ohjelma on levinnyt hyvin maanomistajien tietoisuuteen, mikä parantaa valinnan mahdollisuuksia. Tuloksia vertailtaessa on hyvä huomioida, että myös Luonnonperintösäätiön suojelukohteet voivat kuulua METSO-ohjelmaan, eli samat kohteet voivat vaikuttaa kahdessa eri kohdeluokassa. Tässä tutkimuksessa näin tapahtui yhden suojelukohteen osalta. Toisaalta Luonnonperintösäätiö ei pyri kilpailemaan METSO-ohjelman kanssa kohteista, vaan tavoittelee sellaisten arvokkaiden kohteiden suojelua, jotka eivät tule julkisin varoin toteutetun suojelun piiriin.

Luonnonperintösäätiön kohdeluokka eroaa muista kohdeluokista myös Z3-rasterin tulosta heikomman Z6-rasterin tuloksen osalta. Koska kohdeluokka on hyvin pieni, niin yksittäisenkin kohteen sijoittuminen voi vaikuttaa merkittävästi tulokseen. Yksi kohdeluokan suojelukohteista sijaitsee saarella, mikä voi osaltaan näkyä koko kohdeluokan heikompana kytkettyneisyysarvion tuloksena.

4.3. Perinteisin velvoitemenetelmin toteutettujen suojelualueiden tarkempi tarkastelu

Analyysin perusteella voidaan todeta, että myös perinteisin menetelmin tuotetut suojelualueet vaikuttavat pääosin hyvälaatuisilta. Parhaimpana kohdeluokkana näyttäytyvät METE-kohteet, jotka vertautuvat laatuarviossa METSO-kohteiden kanssa. METE-kohteiden tuloksia tarkasteltaessa on kuitenkin syytä huomioida yksittäisten kohteiden pieni pinta-ala, joka voi heikentää tuloksen luotettavuutta analyysissä (ks. aliluku 2.4.). Silmämääräinen tarkastelu on osoittanut, että valtaosa kohteista saa arvonsa usean kuvapisteen perusteella, joten analyysitulosta voidaan pitää pääosin luotettavana. Tätä arviota tukee myös tulosten yhteneväisyys aikaisempien tutkimusten kanssa.

Myös aikaisemmassa Zonation-perusteisessa tutkimuksessa METE-kohteet vaikuttivat kohtuullisen laadukkaalta, joskin hieman METSO-kohteita heikommilta (Lehtomäki ym. 2015). Näitä kahta tutkimusta vertaillessa METE-kohteiden osalta nousee esiin myös se, että Lehtomäen ym. (2015) tutkimuksessa METE-kohteiden mediaanipriorisaatioarvo ei noussut ollenkaan kytkettyneisyyskomponentin huomioimisen myötä. Edellä mainitut eroavaisuudet ovat sinänsä odottamattomia, että tutkimusasetelmat ovat hyvin samankaltaiset ja METE-kohteiden valintakriteerit ovat koko maassa yhtenevät.

Pohdittaessa METE-kohteiden kytkettyneisyyttä on hyvä huomioida, että niiden sijainti ei perustu ekologiseen sijoitteluun, sillä METE-kohteita perustetaan alueille, joilla lain määräämät edellytykset täyttyvät. METE-kohteiden hyvä kytkettyneisyysarvio johtuukin osin analyysin tavasta laskea kytkettyneisyyttä myös suhteessa METE-kohteisiin. Tämä ei kuitenkaan tarkoita sitä, etteivätkö METE-kohteet todellisuudessaakin parantaisi suojelukohteiden kytkettyneisyyttä. Laita ym. (2010) ovat osoittaneet, että tietyt

lajiryhmät voivat hyötyä merkittävästi METE-kohteiden kytkeytyneisyyttä edistävästä vaikutuksista. Tällaisiin lajiryhmiin kuuluvat sellaiset lajit, joiden elinympäristöt ovat pieniä ja hajanaisia laikkuja, mutta joilla on kohtalaisen hyvä kyky levittäytyä uusille alueille. Toisaalta tulee huomioida, että huono leviämiskyky nähdään yleisesti sukupuutoille altistavana tekijänä, eivätkä METE-kohteet paranna tällaisten lajien tilannetta.

METE-kohteiden ajatellaan olevan luonnon monimuotoisuuden kannalta oleellisia, jopa niin tärkeitä, että niiden suojelu perustuu lain edellyttämään pakolliseen suojeluun. METE-kohteiden kaltaisten pienien, mutta ekologisesti laadukkaiden suojelualueiden perustaminen on nähty taloudellisesti tehokkaana tapana turvata luonnon monimuotoisuutta (Wikberg ym. 2009). Edellä mainitut tekijät huomioiden, on hieman erikoista, että kyseiset kohteet eivät tässä tutkimuksessa erotu paikalliselta laadultaan selkeästi vapaaehtoisuuteen perustuvia kohdeluokkia parempina. Oikeastaan on jopa niin, että Kemera-kohteet, joiden on tarkoitus laajentaa ja täydentää METE-kohteita vaikuttavat tulosten perusteella paremmilta, joskin erot ovat hyvin pieniä.

Toisaalta aikaisempien tutkimusten perusteella tiedetään (meta-analyysi), että METE-kohteiden paikallista luonnonsuojelullista laatua voidaan pitää hyvänä (Timonen ym. 2011). Meta-analyysissä METE-kohteet erottuvat selvästi verrokkiryhmänä toimineesta varttuneesta metsätalousmetsästä esimerkiksi lahoppuuston määrän ja laadun suhteen, sekä useiden lajiryhmien (esimerkiksi putkilokasvit, jäkälät ja sammalet) lajirunsauden osalta. Suomalaisten kohteiden osalta voidaan todeta, että analyysi indikoi myös Punaisen kirjan lajien lajimäärän olevan keskimäärin suurempi METE-kohteilla, joskaan tulos ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Näin ollen tämän tutkimuksen osoittamaa hyvää suojeluarvoa ei voida pitää yllättävänä. Joskin yleisellä tasolla METE-kohteiden suojeluarvoa pohdittaessa tulee huomioida myös se, että pinta-alaltaan pienien METE-kohteiden kyky ylläpitää nyt havaittavaa lajistollista monimuotoisuutta voi olla heikko (Pykälä 2004, Laita ym. 2010). Myöskin METE-kohteiden lahoppuun määrä, vaikkakin metsätalousmetsää suurempi, voi olla silti riittämätön takaamaan esimerkiksi uhanalaisen kääpäälajiston pitkäaikaisen säilymisen (Penttilä ym. 2004, Timonen ym. 2011). Näin ollen on selvää, että METE-kohteet ovat yksinään riittämättömiä ylläpitämään luonnon monimuotoisuutta (Timonen ym. 2010), ja että METE-kohteita tulee tarkastella osana olemassa olevaa laajempaa suojeluverkostoa (Laita ym. 2010). Toisaalta tulee huomioida, että METSO-ohjelmaan kuuluvien Kemera-kohteiden ensisijaisena tarkoituksena on laajentaa METE-kohteiden pinta-alaa ja täten parantaa edellä mainittuja heikkouksia. Tämä tutkimus tukee ajatusta, että laajennusosat ovat laadultaan hyviä ja siten on perusteltua olettaa myös METE-kohteiden luonnonsuojelullisen merkityksen kasvavan. Siitonen ym. (2012) ovat kuitenkin osoittaneet, että METSO-ohjelman sisäiseltä laatuluokituksestaan heikoimmat kohteet (luokka 3) eivät ole riittävän laadukkaita laajennuskohteita. Huomioitavaa on, että tässä tutkimuksessa kohteita ei ollut mahdollista luokitella laatuluokkiin.

Valtion suojelualueiden osalta voidaan todeta, että hyvä suojeluarvo on odotettua. Suojelualueiden sijoittelulle on usein valtion kohteiden osalta luonnonsuojelulliset perusteet, joita on toteutettu ekologisen suunnittelun avulla. Lisäksi kohteet voivat olla vanhoja, joten ne ovat saaneet kehittyä rauhassa kohti luonnontilaisuutta. Samalla suojeluarvoa heikentävää maankäyttöä on kyseisillä alueilla rajattu tiukasti. Valtion suojelualueet ovat myös osoittautuneet joissakin arvioissa hyvin hoidetuiksi ja samalla niiden on todettu edesauttavan luonnon monimuotoisuuden säilymistä (Gilligan ym. 2005, Hockings ym. 2006). Toisaalta Kouki ym. (2004) osoittivat, ettei suojelukohteiden kehitys ole aina positiivista, ja suojelualueiden sijoitteluun ovat vaikuttaneet myös muut kuin suojelulliset tekijät (Mönkkönen ym. 2009). Yleisesti ottaen valtion suojelualueita voidaan

kuitenkin pitää hyvälaatuisina, mistä kertovat myös aikaisemmat tutkimukset (Martikainen ym. 2000, Penttilä ym. 2004). Valtion suojelukohteiden verrattain suuren suojelluksen merkityksen olisi odottanut näkyvän analyysissä vieläkin selvemmin. Tätä näkemystä tukevat myös Lehtomäen ym. (2015) julkaisema vastaavan tyyppinen Zonation-perusteinen tutkimus Etelä-Savosta, jossa valtion suojelualueet saivat METSO- ja METE-kohteita paremman laatuarvion. Näitä tutkimuksia vertailtaessa tulee kuitenkin huomioida, että tutkimusalueiden välillä voi olla eroja esimerkiksi suojellun suopinta-alan määrässä. Vaikka tässä analyysissä poistettiin kokonaan avosuot ja vähäpuustoiset suot, niin oletettavasti tutkimuskohdeluokkaan jäi joitakin puustoisia suoalueita, jotka analyysin luonteesta (suojausarvoindeksi perustuu puuston läpimittaan ja tilavuuteen) johtuen saivat heikompi laatuarvioita. Valtion suojelualueiden osalta huomionarvoista on kohdeluokan todella hyvä kytkeytyneisyysarvo. Kuten METE-kohteidenkin osalta, niin myös valtion suojelualueet hyötyvät analyysin tavasta mitata kytkeytyneisyyttä suhteessa näihin kohdeluokkiin. Toisaalta suojelualueiden suhteellisen suuri koko ja ekologisin perustein toteutettu sijoittelu vaikuttavat myös hyvään kytkeytyneisyysarvoon.

Natura 2000 -verkoston osalta suojelukohteiden paikallinen laatu ei yltänyt vertailussa mukana olleiden muiden kohdeluokkien tasolle. Toisaalta analyysi osoittaa Natura-verkoston kohteiden hyvän kytkeytyneisyyden suhteessa olemassa olevaan suojeluverkostoon. Tämä selittyy osin sillä, että iso osa Natura-verkoston kohteista perustuu jo aikaisemmin suojeltuihin alueisiin (Hockings ym. 2006). Heikkoa paikallista laatua voi selittää Natura-verkoston kohteiden erilainen luonnonsuojelluksen merkitys esimerkiksi suhteessa METSO-verkostoon. Osa kohteista on perustettu suojelemaan erityisesti luontodirektiivin direktiivilajeja tai luontotyyppisiä. Mikäli direktiivilajin elinympäristövaatimukset eivät ole yhteneviä analyysissä tutkittavien muuttujien kanssa tai luontotyyppi ei ole metsäinen, niin suojelualue ei välttämättä näy analyysissä arvokkaana, vaikka kyseisellä suojelualueella suojellusta merkitystä olisikin. Esimerkiksi avoimet niittykohteet eivät näy tutkimuksessa arvokkaina. Natura-kohteiden joukossa voi olla myös muita sellaisia kohteita, jotka ovat mukana muista syistä, kuin metsäluonnon suojeleminen perusteella. Tämän kaltaisia kohteita voivat olla esimerkiksi rantojen suojelualueet. Vertailtaessa Natura 2000 -verkostoa METSO-verkostoon on siis syytä pitää mielessä, että Natura-verkoston todellinen suojeleminen ei välttämättä näy täysimittaisesti analyysissä. Lisäksi voi olla niin, että suurien suojelukohteiden rajauksiin on sisällytetty heikompiarvoisia alueita, jotta saataisiin mielekäs kokonaisuus reuna-alueineen suojelun piiriin.

4.4. ELY-keskuksen toteuttamien METSO-kohteiden satunnaisvertailun tarkastelu

Satunnaisvertailuun valittiin ELY-keskuksen toteuttamat (ELY-keskuksen ja Metsähallituksen) METSO-kohteet. Vertailu osoitti toteutuneiden METSO-kohteiden kytkeytyneisyyden ja paikallisen laadun olevan merkitsevästi satunnaista parempaa molempien kohdeluokkien osalta. Näin ollen on selvää, että suojeluverkoston laatu on parantunut kohteiden priorisoinnin seurauksena. Huomioitavaa on myös se, että satunnaisvertailun tulos oli hyvin yhtenevä molempien suojeleminen kuvaavien rastereiden (Z3 ja Z6) välillä. Yleisesti ottaen Z6-rasterissa sellaisten suojelukohteiden tulisi saada parempia suojeleminen, jotka ovat sijoittuneet lähelle ominaisuuspiirteiltään yhteneviä valtion suojelualueita tai METE-kohteita. Satunnaisvertailussa mediaaniarvot Z3- ja Z6-rastereiden välillä olivat kuitenkin hyvin lähellä toisiaan, mikä viittaa siihen, että suojeluverkoston pinta-ala suhteessa muuhun maa-alaan on niin rajallinen, etteivät suojelukohteet sattumalta sijoitu systemaattisesti lähelle olemassa olevia suojelukohteita. Koska satunnaisvertailussa kohteiden suojeleminen ei muutu kytkeytyneisyyden huomioimisen seurauksena, voidaan päätellä, että sellaiset kohdeluokat, joiden suojeleminen

on parempi kytkeytyneisyys huomioiden, ovat hyvin valittuja. Näin ollen on hyvä huomata, että kaikki METSO-ohjelman kohdeluokat saivat todellisessa laatuarviossa kuitenkin parempia suojeluarvoja Z6-rasteriin perustuen kuin Z3-rasteriin perustuen. Satunnaisvertailun tulos siis tukee ajatusta siitä, että kohteiden sijoittelussa on onnistuttu huomioimaan kytkeytyneisyyttä, eivätkä toteutuneen verkoston paremmat kytkeytyneisyysarvot siis perustu sattumaan.

Havaittu suuri ero toteutuneen ja satunnaisen verkoston laatuarvioiden välillä viittaa myös siihen, että METSO-kohteiden valintakriteereillä pystytään tunnistamaan luonnonsuojelullisesti arvokkaita kohteita ja että näitä kohteita saadaan myös osaksi suojeluverkostoa.

4.5. Vapaaehtoisuuden vaikutukset suojelualueverkostoon

ELY-keskuksen toteuttaman METSO-verkoston ja optimaaliseen sijoitteluun perustuvan suojeluverkoston välillä oli havaittavissa laatueroja. Vertailun tulos vahvistaa hypoteesin siitä, että toteutunut METSO-verkosto ei ole ekologisesti paras mahdollinen. Tämän eron voidaan ajatella syntyvän siitä, että kaikki parhaat kohteet eivät tule tarjolle METSO-ohjelmaan eikä syntyvää verkostoa voida rakentaa puhtaasti ekologisista perusteista. Vertailun tuloksista oli havaittavissa, että vaikka molemmissa rasterivertailuissa optimaalinen verkosto oli parempi, niin erityisesti kytkeytyneisyyden osalta havaittu ero oli selkeästi suurempi. Tämä viittaisi siihen, että toteutuneet kohteet ovat paikalliselta laadultaan hyviä, vain hieman optimaalista heikompia. Toisaalta tulos myös osoittaa sen, että ekologiseen suunnitteluun perustuvalla suojeluverkostolla olisi kyetty toteuttamaan kytkeytyneisyyden kannalta selvästi parempi verkosto.

Suojelualuesuunnittelussa voi olla perusteltua priorisoida suojelukohteiden laatua yli kytkeytyneisyyden (Hodgson ym. 2009, 2011), joten toteutuneen suojeluverkoston suhteessa parempaa paikallista laatua kuvaavaa arvoa voidaan sinänsä pitää hyvänä asiana. Samalla tulee kuitenkin huomioida, että METSO-ohjelman tarkoituksena on lisätä harvinaistuneiden metsäelinympäristöjen määrää, ja erityisesti harvinaisten elinympäristöjen kannalta kytkeytyneisyys on tärkeää (Hanski 2015).

Vaikka on perusteltua ajatella havaitun laatueroa kertovan vapaaehtoisuuden kustannuksista, voi havaittua eroa optimaalisen ja toteutuneen suojeluverkoston välillä selittää osin myös vertailun toteuttamistapa. On luonnollista, että toteutunut verkosto ei voi täysin noudattaa Zonation-ohjelman esittämää optimaalista verkostoa huomioon ottaen, että METSO-ohjelman suojeluarvokriteerit eroavat Zonation-ohjelman suojeluarvon kriteereistä. Toisaalta tulee myös huomioida, että analyysi toteutettiin noudattamalla toteutuneiden suojelukohteiden pinta-aloja. Mikäli yksittäisten optimoitavien kohteiden pinta-aloja ei olisi laskettu toteutuneiden kohteiden pinta-aloihin, vaan verkoston kokonaispinta-alaan, olisi havaittu vapaaehtoisuuden kustannus voinut olla vieläkin suurempi erityisesti paikallisen suojeluarvon osalta. Vapaaehtoisen suojelun ekologista kustannuksia pohdittaessa on kuitenkin syytä pitää mielessä, että myös Zonation-ohjelman esittämä optimaalinen verkosto on vain yksi näkökulma siihen, millainen optimaalinen verkosto voisi mahdollisesti olla. Samalla tulee huomata, että perinteisin keinoin toteutetut suojelualueet eivät ole optimaalisia (Margules & Pressey 2000, Mönkkönen ym. 2009), joten ero optimaaliseen ei välttämättä yksinomaan johdu vapaaehtoisesta suojelutavasta.

Vapaaehtoisuuden kustannuksia voidaan pyrkiä arvioimaan myös eri kohdeluokkien laatueroja vertailemalla. Vapaaehtoisin keinoin toteutettuja ELY-keskuksen METSO-kohteita ja Metsäkeskuksen Kemera-kohteita voidaan pitää laatuarvion perusteella vähintään perinteisten velvoitemenetelmiin perustuvien kohdeluokkien (METE-kohteet, valtion suojelualueet) veroisina, ellei jopa parempina (Natura 2000 -verkosto). Tässä

tutkimuksessa esiintyviä Metsähallituksen METSO-kohteita ei voida pitää edustavana otoksena tavanomaisista suojelukohteista, joten tämä kohdeluokka on syytä jättää vertailun ulkopuolelle. Näiden vertailuiden näkökulmasta tarkasteltuna vapaaehtoisuus ei näyttäisi aiheuttavan erityistä ekologista kustannusta suojeluverkostolle. Toisaalta tulee huomioida, että suojelukohdeluokkien suora vertaaminen ei välttämättä kerro vapaaehtoisuuden todellisista ekologisista kustannuksista. Tämä johtuu siitä, että perinteisin keinoin toteutetut suojelukohteet eivät edusta ekologisessa mielessä parasta mahdollista verkostoa. Perinteisiä suojelukohteita ei ole toteutettu ekologisten päätösanalyysin mukaisesti, mutta METSO- ja Kemera-kohteiden valinnassa on voitu hyödyntää Zonation-ohjelmaa, mikä parantaa näiden kohdeluokkien laatuarviota suhteessa perinteisin keinoin suojeltuihin kohdeluokkiin. Toisaalta edelliseen huomioon liittyen tulee tiedostaa, että ainakaan ELY-keskuksen toteuttamien METSO-kohteiden osalta Zonation-rasteri ei ole ollut pääasiallinen tekijä suojelukohteiden valinnassa. Kohdeluokkien suoraa vertailua vaikeuttaa lisäksi perinteisten suojelukohteiden rajaus, joka (METE-kohteet lukuun ottamatta) on toteutettu suojelullisesti arvokkaimpia ydinalueita laajemmaksi, jolloin vapaaehtoisuuden vaikutuksia on vaikeampi päätellä kohdeluokkien laatuarvioiden suorasta vertailuista.

Vapaaehtoisella suojeluohjelmalla voi olla myös muita kuin suoria ekologisia vaikutuksia luonnonsuojelutoimintaan. Esimerkiksi Kuusela ym. (2014) esittivät ajatuksen, että ”METSO-ohjelma voi mahdollisesti edesauttaa ympäristö- ja metsäalan toimijoiden yhteistyötä sekä edesauttaa metsätalouden kehittymistä luonnonsuojelullisesti parempaan suuntaan”. Parantuneen sidosryhmäyhteistyön ja sen aikaansaamien mahdollisten positiivisten suojeluvaiikutuksien lisäksi tulee vapaaehtoisuuden vaikutuksia tarkastella myös suojelun hyväksyttävyyden näkökulmasta. Lisäksi tulee pohtia, olemmeko valmiita maksamaan suojelun paremmasta hyväksyttävyydestä mahdollisesti koituvaa ekologista kustannusta.

4.6. Johtopäätökset

Analyysi osoitti METSO-verkostoon kuuluvat suojelukohteet pääsääntöisesti hyviksi sekä paikalliselta laadultaan että kytkeytyneisyyden osalta. Toisaalta kävi ilmi, että verkostoon voi kuulua myös joitakin sellaisia alueita, jotka eivät laadultaan välttämättä täytä verkoston suojeluperusteita. Päätelmää METSO-verkoston hyvästä laadusta tukee ELY-keskuksen toteuttamien METSO-kohteiden tilastollisesti merkitsevästi satunnaista saman pinta-alan verkostoa parempi laatuarvio. Tutkimuksessa vapaaehtoisuuteen perustuvien kohdeluokkien sisällä ei havaittu merkittäviä eroavaisuuksia suojelun keston (määräaikainen vs. pysyvä) välillä.

Myös muut suojelukohdeluokat vaikuttivat pääsääntöisesti laadukailta, joskin Natura 2000 -verkoston suojelukohteet eivät tutkimuksessa yltäneet paikalliselta laadultaan muiden kohdeluokkien tasolle.

Tutkimus osoittaa että, vapaaehtoisesta suojelutavasta syntyy luonnonsuojelullisia kustannuksia suhteessa ekologisten perustein toteutettuun optimaaliseen suojeluverkostoon. Paikallisen laadun osalta ELY-keskuksen toteuttamien METSO-kohteiden mediaanipriorisaatioarvot olivat kohtuullisen lähellä optimia, mutta kytkeytyneisyyden osalta toteutunut verkosto on selkeästi optimaalista verkostoa heikompi. METSO-verkoston kohteiden sijoittumisen kannalta tutkimus siis osoitti, että suojelualueverkostossa kytkeytyneisyyttä on pystytty huomioimaan myös vapaaehtoiseen tarjontaan perustuen. Samalla tulee kuitenkin huomata, että juuri kytkeytyneisyyden osalta METSO-verkostossa on suurin parannuspotentiaali, joka on jäänyt hyödyntämättä suojeluohjelman vapaaehtoisesta toteuttamistavan ja siitä seuranneen ekologisten suunnittelelemattomuuden takia. Vapaaehtoisuuden vaikutuksia arvioitaessa täytyy kuitenkin

muistaa, että vapaaehtoista suojelua ei voida lähestyä vain ekologisista lähtökohdista, vaan myös sosiaaliset näkökulmat tulee huomioida.

4.7. Tulevaisuuden tutkimuskohteet

Tutkimusaiheeseen liittyvien jatkotutkimusten osalta olisi mielenkiintoista selvittää myös Metsähallituksen valtion mailla toteuttamien METSO-kohteiden laatua. Tästä tutkimuksesta puuttuivat kokonaan METSO 10 000 ja METSO 13 000 -ohjelmien suojelukohteet, jotka osaltaan kuvaisivat METSO-ohjelman laatua.

Vapaaehtoisuuden ekologisia vaikutuksia suojeluverkostoon voisi selvittää lisäksi tekemällä vertailuja optimaaliseen verkostoon myös perinteisin menetelmin toteutetuille kohdeluokille. Vertailemalla optimaalisen ja toteutuneen verkoston laatuvarion eroavaisuuksia eri keinoilla suojeltujen kohdeluokkien välillä voidaan selvittää uudesta näkökulmasta vapaaehtoisuuden tuomaa kustannusta suhteessa perinteiseen velvoitemenetelmin toteutettuun suojeluun.

KIITOKSET

Kiitän ohjaajiani Janne Kotiahoa, Mikko Mönkköstä ja Anssi Lensua ohjeista ja neuvoista työhön liittyen. Myös Joonas Lehtomäki auttoi työhön liittyvien yksityiskohtien selvittämisessä ja niiden kuvaamisessa, mistä kiitos hänelle. Lisäksi kiitän Auvo Hamarusta, Päivi Hamarusta, Juha Romulaa, Seija Tiitinen-Salmelaa sekä Matti Seppälää onnistuneesta ja mukavasta yhteistyöstä. Kiitän myös Susanne Varjolaa työn kommentoinnista.

KIRJALLISUUS

- Baillie J., Hilton-Taylor C. & Stuart S.N. 2004. *2004 IUCN red list of threatened species: a global species assessment*. IUCN.
- Barnosky A.D., Matzke N., Tomiya S., Wogan G.O., Swartz B., Quental T.B., Marshall C., McGuire J.L., Lindsey E.L. & Maguire K.C. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51–57.
- Begon M., Townsend C. R., & Harper J. L. 2006. *Ecology – From individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing.
- Botkin, D.B & Keller E.A. 2010. *Environmental science – Earth as a living planet*. Wiley.
- Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K. & Mooney H.A. 2007. The nature and value of ecosystem services - An overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32: 67–98.
- Cain M.L., Bowman W.D. & Hacker S.D. 2011. *Ecology*. Sinauer associates inc. Sunderland.
- Costanza R., d'Arge R., Groot R.d., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V. & Paruelo J. 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Ellstrand N.C. & Elam D.R. 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annu Rev Ecol Syst.* 24: 217–242.
- Fahrig L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J Biogeogr.* 40: 1649–1663.
- Fisher B., Turner R.K. & Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ.* 68: 643–653.
- Gilligan B., Dubley N., Fernandez de Tejada A. & Toivonen H. 2005. Management Effectiveness Evaluation of Finland's Protected Areas. *Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja*. Sarja A 147.
- Hacker S.D. & Gaines S.D. 1997. Some implications of direct positive interactions for community species diversity. *Ecology* 78: 1990–2003.
- Hakala H. & Välimäki J. 2003. *Ympäristön tila ja suojelu Suomessa*. Suomen ympäristökeskus. Gaudeamus. Helsinki.

- Hanski I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Ann. Zool. Fennici* 37: 271–280.
- Hanski I. 2015. Habitat fragmentation and species richness. *J. Biogeogr.* 42: 989–993.
- Hassan R. & Scholes R. 2005. *Ecosystems and human well-being – Current state and trends – Millenium ecosystem assessment series*. Island press. Washington DC.
- Hiedanpää J. 2002. European-wide conservation versus local well-being: the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SW-Finland. *Landscape Urban Plann* 61: 113–123.
- Hilden M., Auvinen A-P. & Primmer E. (toim.) 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. *Suomen ympäristö 770*. Helsinki. Suomen ympäristökeskus.
- Hockings M., Stolton S., Leverington F., Dudley N. & Courrau J. 2006. Evaluating Effectiveness: A Framework for Assessing Management Effectiveness of Protected Areas. 2nd Edition. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 14. IUCN.
- Hodgson A., Thomas C., Wintle B. & Moilanen A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46: 964–969.
- Hodgson A., Moilanen A., Wintle B. & Thomas C. 2011. *Journal of Applied Ecology* 48: 148–152.
- Horne P. 2006. Forest Owners' Acceptance of Incentive Based Policy Instruments in Forest Biodiversity Conservation – A Choice Experiment Based Approach. *Silva Fennica* 40(1): 169–178.
- Horne P., Koskela T., Kuusinen M., Otsamo A. & Syrjänen K. (toim.) 2006. *METSOn jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti*. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus.
- Innes R., Polasky S. & Tschirhart J. 1998. Takings, compensation and endangered species protection on private lands. *The Journal of Economic Perspectives* 12: 35–52.
- Jussila A. 2015. (toim.) *Turvapaikkoja elämälle*. Luonnonperintösäätiö.
- Juutinen A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. *Metlan työraportteja* 18.
- Juutinen A., Mäntymaa E., Mönkkönen M. & Svento R. 2008 Voluntary agreements in protecting privately owned forests in Finland - To buy or to lease? *Forest Policy and Economics* 10: 230–239.
- Juutinen A. Mönkkönen M. & Ylisirniö A-L. 2009. Does a voluntary conservation program result in a representative protected area network? The case of Finnish privately owned forests. *Ecological Economics* 68: 2974–2984.
- Juutinen A., Reunanen P., Mönkkönen M., Tikkanen O-P., & Kouki J. 2012. Conservation of forest biodiversity using temporal conservation contracts. *Journal of Ecological Economics*. 81: 121–129.
- Juutinen A., Ollikainen M., Mönkkönen M., Reunanen P., Tikkanen O-P., & Kouki J. 2014. Reunanen P. Reunanen P. Optimal contract length for biodiversity conservation under conservation budget constraint. *Forest Policy and Economics*. 47: 14–24.
- Karjalainen E., Mäkinen K., Tyrväinen L., Silvennoinen H. & Store R. 2010. Maiseman huomioon ottaminen metsätaloudessa. *Metsästä hyvinvointia/Hanke* 7344.
- Keto-Tokoi P. & Kotiaho J. 2013. METSO-ohjelmasta moninkertainen hyöty suunnittelemalla paremmin. *Luonnon Tutkija* 1–2/2013. 46–54.
- Kotiaho J. 2011. Paljaaksihakkuualojen suojelu on kustannustehokasta luonnonsuojelua. *Luonnon Tutkija* 3/2011. 79.
- Kouki J., Arnold K. & Martikainen P. 2004. Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *Journal of Nature Conservation* 12: 41–52.
- Kumar P. 2005. *Market for ecosystem services*. International Institute for Sustainable Development Canada.
- Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. 2004. *Metsän kätköissä Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. FIBRE/Edita Publishing Oy.

- Kuusela S., Rantala M., & Paloniemi R. 2014. METSO luo yhteistyötä yli organisaatorajojen. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2014. 101–109.
- Laita A., Mönkkönen M. & Kotiaho J. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological conservation* 143: 1212–1227.
- Lehtomäki J., Tomppo E., Kuokkanen P., Hanski I & Moilanen A. 2009. Applying spatial conservation prioritization software and high-resolution GIS data to a national-scale study in forest conservation. *Forest Ecology and Management* 258: 2439–2449.
- Lehtomäki J. 2014. *Spatial conservation prioritization for Finnish forest conservation management*. Finnish school of wildlife biology, conservation and management. University of Helsinki.
- Lehtomäki J, Tuominen S, Toivonen T, Leinonen A. 2015 What Data to Use for Forest Conservation Planning? A Comparison of Coarse Open and Detailed Proprietary Forest Inventory Data in Finland. *PLoS ONE* 10(8).
- Luonnonperintösäätiö 2015. Millaisia metsiä Luonnonperintösäätiö etsii. <http://luonnonperintosaatio.fi/fi/saatio/millaisia-metsi-luonnonperint-s-ti-etsii>. Luettu 13.12.2015.
- Maailmanpankki 2006. Strengthening forest law enforcement and governance - Addressing a systemic constraint to sustainable development. (Raportti)
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography* (Vol. 1). Princeton University Press.
- MacDougall A.S., McCann K.S., Gellner G. & Turkington R. 2013. Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse. *Nature* 494: 86–88.
- Margules C.R. & Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L. & Rauh J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological conservation* 94: 199–209.
- McCoy E.D. & Mushinsky H.R. 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat. *Ecology*: 75: 446–457.
- Moilanen A., Montinesino Pouzols F., Meller L., Veach V., Arponen A., Leppänen J. & Kujala H. 2014. *Spatial conservation planning framework and software – Zonation*. Käyttäjän opas 4.0.
- Mäntymaa E., Juutinen A., Mönkkönen M. & Svento R. 2009. Participation and compensation claims in voluntary forest conservation: A case of privately owned forests in Finland. *Forest Policy and Economics* 11: 498–507.
- Mönkkönen M., Ylisirniö A. & Hämäläinen T. 2009. Ecological Efficiency of Voluntary Conservation of Boreal-Forest Biodiversity. *Conserv. Biol.* 23: 339–347.
- Naeem S., Thompson L.J., Lawler S.P., Lawton J.H. ja Woodwin R.M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*. 368: 734–737.
- Nieminen E. & Kotiaho J. 2015. Vapaaehtoinen luonnonsuojelu ei riitä. Pääkirjoitus 12.12.2015 *Helsingin Sanomat*. Luettavissa: <http://www.hs.fi/paakirjoitukset/a1449814687778>. Luettu 11.2.2016.
- Oertli B., Joye D.A., Castella E., Juge R., Cambin D. & Lachavanne J. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol Conserv.* 104: 59–70.
- Penttilä R., Siitonen J. & Kuusinen M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271–283.
- Pykälä J. 2004. Effects of New Forestry Practices on Rare Epiphytic Macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838.
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslen A. & Mannerkoski I. (toim.) *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja* 2010. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus.
- Rayfield B., Moilanen A., & Fortin M.-J. 2009. Incorporating consumer-resource interactions in reserve design. *Ecological Modelling*. 220: 725–733.
- R Core Team 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Salonen V. 2006. *Kasviekologia – Millaista on luonnonkasvien elämä?* WSOY. Porvoo.

- Siitonen J., Penttilä R., & Ihalainen A. 2012. METSO-ohjelman uusien pysyvien ja määräaikaisten suojelualueiden ekologinen laatu Uudenmaan alueella. *Metsätieteen Aikakauskirja* 4: 259–284.
- Smith R.B. & Shogren J.F. 2002. Voluntary incentive design for endangered species protection. *J Environ Econ Manage* 43: 169–187.
- Stachowich J.J., Fried H., Osman R.W. & Whitlatch R.B. 2002. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology* 83: 2575–2590.
- Suomen perustuslaki 11.6.1999/731. 20§ Vastuu ympäristöstä. [http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1999/19990731?search\[type\]=pika&search\[pika\]=perustuslaki](http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1999/19990731?search[type]=pika&search[pika]=perustuslaki). Luettu 13.1.2016.
- Syrjänen K., Rantala M., Sirkiä S. & Anttila S. (toim.) 2013. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2020 METSO:n tilannekatsaus 2012. *Metlan työraportteja*. Metsäntutkimuslaitos. Vantaa.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F., De Siqueira M.F., Grainger A. & Hannah L. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–148.
- Tilman D. 1999. Diversity and production in European grasslands. *Science (Washington)* 286: 1099–1100.
- Timonen J., Siitonen J., Gustafsson L., Kotiaho J., Stokland J., Sverdrup-thygeson A. & Mönkkönen M. 2010. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 309–324.
- Timonen J., Gustafsson L., Kotiaho J. & Mönkkönen M. 2011. Hotspots in cold climate: Conservation value of woodland key habitats in boreal forests. *Biological conservation* 144: 2061–2067.
- Toro M.A. & Caballero A. 2005. Characterization and conservation of genetic diversity in subdivided populations. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 360: 1367–1378.
- Wikberg S., Perhans K., Kindstrand C., Djupström L.B., Boman M., Mattsson L., Schroeder L.M., Weslien J. & Gustafsson L. 2009. Cost-effectiveness of conservation strategies implemented in boreal forests: the area selection process. *Biological Conservation* 142: 614–624.
- Yachi S. & Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *PNAS*. 96: 1463–1468.
- Ympäristöministeriö 2008. METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet. *Suomen Ympäristö* 26.
- Ympäristöministeriö 2015. Natura 2000 -verkosto turvaa monimuotoisuutta. http://www.ymparisto.fi/fi/Luonto/Luonnon_monimuotoisuus/Luonnonsuojelualueet/Naturaalueet. Luettu. 13.12.2015.

TUTKIELMASSA TOTEUTETTujen ANALYYSIEN TARKEMPI KUVAUS

1. Tutkimuskohteiden rajaaminen tutkimusalueelle

Tutkimusalueeksi määriteltiin Keski-Suomen maakunta, ja tutkimusaineistojen haluttiin noudattavan tarkasti tutkimusalueen rajoja. Pääsääntöisesti tämä varmistettiin leikkaamalla karttatasoja Maanmittauslaitoksen Keski-Suomen kuntajako (1: 10 000) -aineistolla (©Maanmittauslaitos 2014), sekä osittain silmämääräisellä tarkistuksella. Leikkaaminen toteutettiin ArcGIS-ohjelmiston *Intersect*-työkalua hyödyntäen seuraaville kartta-aineistoille: Kemera-kohteet, valtion suojelualueet, Metsähallituksen hallinnoimat METSO-kohteet ja Natura-alueet. Muiden karttatasojen (METE, ELY-keskuksen hallinnoima METSO) oli tarkoitus alun perinkin sisältää vain Keski-Suomen alueella olevia kohteita, joten niiden rajautuminen tutkimusalueelle todettiin silmämääräisellä tarkistuksella.

2. Metso-kohteiden erottelu ja yhdistäminen

Alkuperäinen paikkatietoaineisto piti sisällään joitakin sellaisia suojelukohteita, joissa ELY-keskuksen hallinnoimat METSO-suojelualuerajaukset ja Natura 2000 -ohjelman suojelualueet sijaitsivat osin päällekkäin. Koska METSO-ohjelmasta oli todellisuudessa maksettu vain alueen laajennus alkuperäisen suojelualan ulkopuolelle, nämä METSO-rajaukset eivät olleet kokonaisuudessaan todellisia. Siksi tällaisista kohteista todelliset METSO-kohteet eroteltiin erilliseksi alueiksi *Union*-työkalun avulla, joka ensin yhdisti karttatasot ja niiden ominaisuustiedot, jolloin ominaisuustietojen perusteella todelliset METSO-rahoituksella maksetut laajennukset voitiin erotella uudeksi karttatasoksi edellyttämällä Natura-ominaisuustietojen puuttumista. *Union*-työkalun asetuksista valittiin *Gaps Allowed* -valinta, joka ei täytä muodostuneiden polygonien sisäisiä reikiä.

Kun METSO-kohteet oli eroteltu omalle karttatasolleen, METSO-suojelualueille laskettiin uudet pinta-alat neliömetreinä sekä uudet rajaviivojen pituudet metreinä käyttämällä hyväksi ominaisuustietotaulukon *Calculate Geometry* -toimintoa. Uudet tiedot laskettiin alkuperäisiin lähtötietojen sarakkeisiin.

Aineiston muokkaamista toteutettiin myös METSO-kohteille, jotka alun perin toteutettiin ELY-keskuksen toimesta, mutta jotka ovat siirtyneet Metsähallituksen hallintaan. Lähtöaineiston joukosta määritettiin tähän kohdeluokkaan kuuluvaksi sellaiset suojelualueet, joiden rahoitus perustui METSO-ohjelmaan (METSO-rahoitus mainittu ominaisuustiedoissa). Tämä tehtiin poimimalla kohteet ominaisuustietotaulukosta silmämääräisesti ja luomalla niistä uusi karttataso hyödyntäen *Create Layer From Selected Features* -toimintoa. Kyseisen aineiston rajaaminen tutkimusalueelle suoritettiin edellä kuvatulla tavalla. Myös tässä aineistossa havaittiin päällekkäisyyttä Natura 2000 -verkoston kohteiden kanssa. Natura-kohteiden poisto toteutettiin ensin yhdistämällä Metsähallituksen METSO-kohteet ja Natura-kohteet *Union*-työkalulla. Tämän jälkeen yhdistelmätasosta valittiin ominaisuustietojen perusteella sellaiset kohteet, jotka kuuluivat vain Metsähallituksen METSO-karttatasoon. *Export Data* -toiminnolla valituista kohteista kirjoitettiin kokonaan uusi karttataso. Edellä mainittujen muokkausten jälkeen ELY-keskuksen METSO-kohteista ja Metsähallituksen hallinnoimista METSO-kohteista tuotettiin myös yhdistelmätaso *Merge*-työkalulla.

3. Natura-karttatason luominen

Natura-kohteiden rajaukset ladattiin OIVA-paikkatietopalvelusta ja sen sisältämien koko Suomen kohteiden joukosta tutkimukseen kuuluvat kohteet rajattiin erilleen edellä kuvatulla tavalla. Natura-kohteista analyysiin haluttiin kuitenkin vain luonnonsuojelulaille suojellut kohteet. Näin ollen Natura-tason ominaisuustietotaulukosta valittiin silmämääräisesti vain sellaiset kohteet, joiden ominaisuustiedoissa suojeluperusteeksi oli merkitty vain luonnonsuojelulaki. Valituista kohteista muodostettiin oma erillinen karttatasonsa *Create Layer From Selected Features* -toiminnon avulla. Tämän jälkeen kyseinen karttataso kirjoitettiin uudeksi karttatasoksi *Export Data* -toiminnolla, jotta karttatasoa voitiin käyttää myös R-ohjelmassa.

4. Zonation-rasteripintojen karttaprojektioiden muuttaminen ja CLC2012-rasteripinnan tarkkuuden muunnos yhteneväksi niiden kanssa

Alkuperäiset Metsäkeskukselta käyttöön saadut Zonation-rasteripinnat eivät sisältäneet karttaprojektiotietoa, mutta koordinaattiarvojen perusteella oli pääteltävissä rasteripintojen perustuvan Kartastokoordinaattijärjestelmän yhtenäiskoordinaatistoon (YKJ), joten *Define Projection* -toiminnolla rasteripintojen koordinaatistoksi määriteltiin Finland Zone 3 (vastaa YKJ:tä ArcGIS-ohjelmassa). Samalla kuitenkin todettiin, että Zonation-rasterit erosivat muun tutkimusaineiston karttaprojektioista. Karttaprojektioiden eroavaisuudet olisivat voineet vääristää analyysin tulosta ja vaikeuttaa päällekkäisyyden tarkasteluita. Näin ollen rasteripintojen vanhaan Gauss-Krügerin projektiioon perustuva Kartastokoordinaattijärjestelmän yhtenäiskoordinaatisto (YKJ) haluttiin muuntaa nykyaikaiseen ETRS89-TM35FIN-karttaprojektiioon (ArcGIS-ohjelmassa nimeltään EUREF_FIN_TM35FIN). Karttaprojektion muunnos toteutettiin *Project Raster* -toiminnolla. Muunnoksen yhteydessä tutkimusalueelta valittiin sidontapiste, jonka kautta rasterisolujen väliset rajaviivat kulkevat, jotta aineistosta saatiin rasterisolujen äärioviiloiltaan yhtenevä muiden rasteriaineistojen (mm. VMI- ja CLC2012-aineistot) kanssa. Muunnoksen perusteella syntyvään uuteen rasteritasoon otettiin rasteriarvot lähimmästä vanhan rasteritason kuvapistestä.

Zonation-rasteripinnan resoluutio oli 60 m x 60 m. Corine Land Cover 2012 -aineiston (CLC2012) rasteripinnan tarkkuus oli 20 m x 20 m. Näin ollen tarkemman CLC12-aineiston resoluutio piti muuttaa vastaamaan Zonation-rasteripinnan 60 m x 60 m resoluutiota. CLC12-rasteripinnan resoluutio muutettiin käyttämällä *Resample*-työkalua. Työkalussa uudelleenmäärittely (engl. *resampling*) -tekniikaksi valittiin määräenemmistö (engl. *Majority*), joka määritteli uuden Zonation-rasteripinnan kuvapisteen kuuluvaksi siihen luokkaan, jota CLC12-aineiston perusteella kuvapisteen alueella oli eniten. Syntyvän 60 m x 60 m rasteripinnan rasterisolujen yhteneväisyys Z3- ja Z6-rasteripintojen kanssa varmistettiin käyttämällä tässä *Snap Raster* -ympäristömuuttujan arvona ETRS89-TM35FIN-järjestelmään muunnettua Z3-rasteria. Ympäristömuuttujalla tarkoitetaan kyseisen työkalun *Environment*-dialogista valittua asetusta työkalun suoritukseen liittyen.

5. Soiden poistaminen Zonation-rasteripinta-aineistosta ja kuvapisteen arvojen määrittely uudelleen

Zonation-rasteripinnoista (Z3 ja Z6) poistettiin sellaiset kuvapistearvot, joiden todettiin CLC12-aineiston perustella kuuluvan avosoihin tai harvapuustoisiin (latvuspeitto 10 – 30 %) turvemaihin koska näiden alueiden arvot olivat Metsäkeskuksen Zonation-rastereissa vähäisen puuston vuoksi heikkoja, vaikka niillä voi muita luonnonsuojelullisia arvoja ollakin. Näiden luokkien luokkatunnukset CLC12-aineistossa ovat 3243 (harvapuustoiset

alueet turvemaalla) sekä 4121 (avosuot). Kuvapisteiden poistaminen toteutettiin *Set Null* -työkalun avulla siten, että ehtolausekkeen perusteella NoData-arvon saivat sellaiset pikselit, jotka CLC12-aineiston luokkatietojen perusteella kuuluivat avosoihin tai vähäpuustoisiin soihin. Mikäli ehtolausekkeen arvo ei täytynyt, kyseinen kuvapiste sai arvon kyseisestä (Z3 tai Z6) rasteripinnan kuvapisteestä.

Soiden poistamisesta seurasi heikkojen lähellä 0-arvoa olevien rasteriarvojen väheneminen rasteritasossa. Tämän seurauksena kuvapisteet eivät jakautuneet tasaisesti välille (0, 1]. Rasteriarvojen tasainen jakautuminen haluttiin varmistaa laskemalla kuvapistearvot uudestaan. Tämä toteutettiin järjestämällä kuvapisteet niiden arvon perusteella suuruusjärjestykseen, jonka jälkeen kuvapisteille tuotettiin uusi (0, 1]-välin arvo jakamalla jokaisen kuvapisteen järjestysnumero suurimmalla järjestysnumerolla.

6. Suojelualueisiin kuuluvien rastereiden poiminta Zonation-variantista mediaanipriorisaatioarvon tuottamista varten.

Rastereiden poiminnassa hyödynnettiin ArcGIS-ohjelmiston *Spatial Analyst Extension* -lisäpakettia, joka sisältää *Extract By Mask* -toiminnon. Edellä mainitulla toiminnolla Zonation-rastereista (Z3 ja Z6) poimittiin erilliseen karttatasoon sellaiset pikselit, joiden keskipiste sijaitsi kyseisen suojelualan vektorimuotoisten kohderajauksien sisällä. Poimittujen rastereiden haluttiin olevan edelleen yhteneviä alkuperäisten Zonation-rastereiden kanssa. Näin ollen tulosrasteripinnan yhteneväisyys varmistettiin *Snap raster*- ja *Extent*-ympäristömuuttujien avulla.

7. Suojelukohteiden pinta-alojen laskeminen

Tutkielmassa ilmoitetut pinta-aliatiedot perustuvat ArcGIS-ohjelmiston *Calculate Geometry* -toiminnolla tuotettuihin pinta-aloihin.

8. Luonnonperintösäätiön kohteen rajaaminen

Luonnonperintösäätiöllä on neljä suojelukohdetta Keski-Suomen alueella. Valmiit paikkatietoaineistot eivät kuitenkaan sisältäneet vektorimuotoisia rajaustietoja kuin kahdesta alueesta. Näin ollen yhdelle kohteelle (vain tämän kohteen rajaus löytyi vapaista karttapalveluista) tuotettiin omatoimisesti rajaus. Kohteen rajaaminen perustui silmämääräiseen rajapisteiden koordinaattiarvojen määrittämiseen Kansalaisen Karttapaiikka -palvelusta. Tämän jälkeen koordinaattipisteet kirjattiin Excel-taulukon ja ladattiin ArcGIS-ohjelmaan *Add XY Data* -toiminnolla. Rajapisteet yhdistettiin viivoilla, jolloin syntyivät suojelualan rajaviivat. Tämä toteutettiin *Points To Line* -työkalun avulla. Rajaviivojen tuottamisen yhteydessä valittiin *Close Line* -optio, joka sulkee rajaviivat yhtenäiseksi alueeksi. Tämän jälkeen viivamainen rajaus määriteltiin polygoniksi, eli monikulmion muotoiseksi yhtenäiseksi alueeksi *Feature to polygon* -työkalun avulla.

9. Vertailu satunnaiseen saman pinta-alan verkostoon

ELY-keskuksen hallinnoimien ja ELY-keskuksen toteuttamien, mutta Metsähallituksen hallintaan siirtyneiden METSO-kohteiden laatua selvitettiin suhteessa samankokoiseen, mutta satunnaisesti sijoiteltuun suojelualueverkostoon. Vertailussa haluttiin kuitenkin huomioida se, että METSO-kohteet eivät voi satunnaisvertailussa sijoittua olemassa olevien Natura 2000 -kohteiden, METE-kohteiden, valtion suojelualueiden, yksityisten suojelualueiden, Luonnonperintösäätiön suojelukohteiden tai Metsähallituksen muiden suojelukohteiden (ylimääräiset kohteet, jotka kuuluivat Metsähallituksen Metso-kohteiden lähtöaineistoon) kanssa päällekkäin. Tämän toteuttamiseksi suojelualueiden rajauksien

mukaiset alueet muutettiin vertailualustana toimineista Z3- ja Z6-rastereista NoData-arvoiksi. On hyvä huomioida, että käytetyistä Z3- ja Z6-rasteista oli jo etukäteen poistettu myös suoalueet, kuten edellä mainittiin.

Käytännön toteutuksessa oli seuraavat vaiheet:

1. Ensimmäisenä varmistettiin lähtöaineistojen yhteensopivuus. Samalla todettiin, että Natura 2000 -verkoston karttatasolle on tarpeen tehdä koordinaatiston muutos. Tämä toteutettiin *Project*-työkalulla, jonka avulla kyseinen taso muutettiin ETRS89-TM35FIN-koordinaatistoon.
2. *Merge*-toiminnolla yhdistettiin kaikkien edellä mainittujen suojelualueiden karttatasot. *Create multipart polygon* -valinta mahdollisti saman kohteen koostuvan useammastakin erillisestä monikulmiosta..
3. Syntynyt yhdistelmätaso piti sisällään joitakin päällekkäisiä suojelualueiden rajauksia. Päällekkäisyydet poistettiin *Dissolve*-työkalulla. Nyt syntyneeseen uuteen yhdistetyt suojelualueet sisältävään karttatasoon, jossa oli vain yksi multipart-monikulmio, määriteltiin ominaisuustietotaulukkoon arvoksi Id = 1.
4. Tämän jälkeen vektorimuotoinen polygonirajaus haluttiin muuttaa rasteritasoksi. Tämä toteutettiin *Polygon To Raster* -työkalulla. Toiminnon yhteydessä määriteltiin *Value field* = Id, jonka seurauksena syntyvät kuvapisteen saivat arvonsa aikaisemmassa kohdassa määrittelystä Id-arvosta. *Cell Assigment Type* valittiin olevan *Maximum Combined Area*, joka määritteli kuvapisteen muuttuvan rasterimuotoon, mikäli suurin osa kyseisestä kuvapistestä kuuluu polygonirajauksen sisäpuolelle. Syntyvän rasteritason kuvapisteiden yhteneväisyys Z3- ja Z6-rasteritasoihin varmistettiin *Snap raster* -ympäristömuuttujalla. Samalla *Mask*-tasoksi valittiin Keski-Suomen hallintorajat taso, joka määritteli kyseisen tason osalta kaikki Keski-Suomen hallintorajojen ulkopuoliset alueet NoData-arvoiksi.
5. Seuraavaksi suojelualueiden yhdistelmätason ulkopuolisten Keski-Suomen sisällä olevien kuvapisteiden arvot muutettiin 0-arvoiksi. Tämä oli tarpeellista, koska edellinen *Polygon To Raster*-työkalu oli tehnyt kyseisten kuvapisteiden arvoista NoData-arvoja ja koska vaiheessa 6 ne eivät saaneet NoData-arvoja olla, jotta kyseiset pisteet tulivat kuitenkin käsitellyksi siinä käytettyä ehtoa tarkasteltaessa. Kuvapisteiden arvojen muuttaminen nolliksi toteutettiin *Reclassify*-työkalulla. Kyseisen työkalun yhteydessä *Extent*-ympäristömuuttujalla varmistettiin syntyvän uuden karttataso laajentuminen Z3- ja Z6-rastereiden kanssa yhteneväksi. *Snap Raster* -ympäristömuuttujaa ja maskialuetta käytettiin uuden karttataso luomiseen, kuten aikaisemminkin.
6. Viimeisenä vaiheena Z3- ja Z6-rasteritasoihin määriteltiin tyhjiksi (NoData) -arvoiksi sellaiset alueet, jotka olivat edellä tuotetun suojelualueiden rajauksia noudattavan rasteritason kanssa päällekkäisiä. Tämä toteutettiin määrittelemällä *Set Null* -toiminnossa Expression-kohtaan: "Value" = 1. *Snap Raster*- ja *Mask*-ympäristömuuttujia käytettiin kuten edellä.

Edellä mainituilla metodeilla toteutettiin Z3- ja Z6-rasteritasot, joihin satunnaisvertailu ja myös vertailu optimaaliseen verkostoon perustuu. Vertailu toteutettiin yhdistetylle

karttatasolle, joka koostui ELY-keskuksen ja Metsähallituksen hallinnoimista Keski-Suomen METSO-kohteista. Yhdistelmätason suojelukohteiden kanssa pinta-alallisesti yhteneviä kohteita sijoiteltiin satunnaisesti Z3- ja Z6-rasteritasoille. Vertailu toteutettiin R-ohjelmistolla perustuen Anssi Lensun (FT, Jyväskylän yliopisto) toteuttamiin funktioihin (Liite2).

10. Vertailu optimaaliseen verkostoon ja metsätalousmaan hintarasteri

Optimivertailu perustuu aikaisemmin selvitettyyn rasteritasoon ja metsätalousmaan hintarasteriin, joka toteutettiin VMI-aineiston puustotietoihin perustuen. Vertailu toteutettiin yhdistetylle karttatasolle, joka koostui ELY-keskuksen ja Metsähallituksen hallinnoimista Keski-Suomen METSO-kohteista, joita oli muokattu, kuten edellä selvitettiin. Vertaaminen toteutettiin Anssi Lensun (FT, Jyväskylän yliopisto) toteuttaman R-ohjelmakoodin perusteella perustuen Liitteessä 2 esitettyihin funktioihin.

Puulajien tilavuustiedot perustuvat monilähteiseen valtakunnan metsien inventointi (VMI) -aineistoon, jossa yhden kuvapisteen tarkkuus on 20 m x 20 m. Koska Zonation-rastereiden vastaava tarkkuus on 60 m x 60 m, muutettiin myös tilavuusrasterien tarkkuus vastaamaan Zonation-rasterin tarkkuutta, jotta niistä laskettavan hintarasterin tarkkuus saataisiin Zonation-rastereiden mukaiseksi. Aineistojen yhtenäistäminen toteutettiin ArcGIS-ohjelmiston *Aggregate*-työkalun avulla. Työkalussa määriteltiin *Cell factor* = 3, mikä tarkoittaa sitä, että yhtä hintarasterin solua kohti käytetään 3 x 3 VMI-aineiston kuvapistettä. Aggregation-tekniikaksi valittiin mean, mikä tarkoittaa sitä, että yhden hintarasterin kuvapisteen arvot perustuvat VMI-kuvapisteiden (3 x 3) keskiarvoistettuun tulokseen puulajien tilavuuksista, koska tilavuudet oli esitetty yksiköissä m³/ha. Keskiarvoistettu puuston määrä kerrottiin puulajikohtaisella kuutiometrin hinnalla. Koska yksittäinen kuvapiste on rasterissa 60 m x 60 m = 3600 m² ja koska hintatieto oli välituloksessa laskettu hehtaaria kohden, tuli kuvapisteen eri puulajien määristä koostettu hinta kertoa lopuksi kuvapisteen koolla hehtaareina eli luvulla 0,36, jotta tulokseksi saatiin puuston arvo kuvapisteen sisällä euroina.

Rasteritason yhteneväisyys Zonation-rasteireiden kanssa varmistettiin *Extent*- ja *Snap Raster* -ympäristömuuttujilla, kuten aikaisemminkin. Maskitasoksi valittiin, kulloisellakin kerralla Z3-rasteritaso, mikä varmistasi sen, ettei näiden rasteritasojen ulkopuolisille kohteille tullut rasteriarvoja ja että niiden kuvapistejako on Z3-rasterin mukainen.

SATUNNAISEN JA OPTIMAALISEN VERKOSTON MUODOSTAMISESSA KÄYTETYT R-OHJELMAKOODIT

Satunnaisen verkoston muodostaminen

```
### sampler.R ###
library(rgdal)
library(maptools)

# Luetaan lähtöaineistot: Zonation-rasteri ja suojelualueaineisto
zr <- readGDAL(choose.files(caption="Etsi ja valitse Zonation-rasteri"))
metsoPoly <- readShapeSpatial(choose.files(
    caption="Anna suojelualueaineisto"))

# Funktio satunnaisen ympyrämäisen alueen (kooltaan size) etsimiseen
extract.circle <- function(myras, size, verbose) {
  dims <- myras@grid@cells.dim; cs <- myras@grid@cellsize
  found <- 0; r <- sqrt(size / pi)
  if(verbose) {
    print(paste("Searching for circle of radius:", r, "m"))
    flush.console()
  }
  rpx <- as.integer(r/cs[1]); rpy <- as.integer(r/cs[2])
  while(!found) {
    # Valitaan satunnainen keskipiste huomioiden ympyrän koko
    x0 <- as.integer(runif(1, min=rpx+1, max=dims[1]-rpx-0.001))
    y0 <- as.integer(runif(1, min=rpy+1, max=dims[2]-rpy-0.001))
    mycirc <- NULL # Kootaan ympyrän sisältämät pikselit vektoriksi
    for(y in seq(y0-rpy-1, y0+rpy+1)) {
      for(x in seq(x0-rpx-1, x0+rpx+1)) {
        dx = (x-x0)*cs[1]; dy = (y-y0)*cs[2]
        if(dx*dx+dy*dy <= r*r) { # Jos pikseli mahtuu ympyrän sisään
          mycirc <- c(mycirc, myras$band1[(y-1)*dims[1]+x])
        } # Tallennetaan se ympyrään kuuluvaksi
      }
    }
    mycoord <- data.frame(x0=x0, y0=y0, r=r)
    if(sum(as.integer(is.na(mycirc))) == 0) # Tutkitaan, onko ei-metsää
      found <- 1 # Jos kaikki pikselit ovat metsää, kohde löytyi
  }
  return(list(pixels=mycirc, coord=mycoord))
}

# Poimitaan monikulmioaineiston mypoly kokoiset alueet rasterista
random.areas <- function(myras, mypoly, verbose=FALSE) {
  dims <- myras@grid@cells.dim
  cs <- myras@grid@cellsize; bl <- myras@grid@cellcentre.offset
  totaldiff <- 0 # We calculate total area difference
  areas <- sort(mypoly$Shape_STAr, decreasing=T)
  for(i in 1:length(areas)) { # Go through decreasing list of areas
    if(verbose) {
      print(paste("Area", i, ", size", areas[i]))
      flush.console()
    }
    newarea <- extract.circle(myras, areas[i], verbose)
    newdiff <- length(newarea$pixels)*cs[1]*cs[2] - areas[i]
    if(verbose) {
      print(paste(" Area diff:", newdiff))
      flush.console()
    }
  }
}
```

```

}
totaldiff <- totaldiff + newdiff # Lasketaan samalla pinta-alaeroa
if(!exists("curAreas")) curAreas <- list(newarea$pixels)
else curAreas <- c(curAreas, list(newarea$pixels))
nr <- newarea$coord
if(verbose) {
  print(paste("Clearing circle, center:",nr$x0,nr$y0,
             ", radius:",nr$r))
  flush.console()
}
rpx <- as.integer(nr$r/cs[1]); rpy <- as.integer(nr$r/cs[2])
# Poistetaan ympyrä tämän funktion lokaalista Z-rasterikopiosta
for(y in seq(nr$y0-rpy-1,nr$y0+rpy+1)) {
  for(x in seq(nr$x0-rpx-1,nr$x0+rpx+1)) {
    dx = (x-nr$x0)*cs[1]; dy = (y-nr$y0)*cs[2]
    if(dx*dx+dy*dy <= nr$r*nr$r) {
      myras$band1[(y-1)*dims[1]+x] <- NA
    }
  }
}
if(verbose)
  image(myras, xlim=bl[1] + cs[1] * (nr$x0 - 1 + c(-rpx-2,rpx+2)),
        ylim=bl[2] + cs[2] * (dims[2] - nr$y0 - c(rpy+2,-rpy-2)),
        col=rainbow(20, end=1/3))
}
# Tulostetaan koko valinta-ajon kumulatiivinen (pikseleihin tehtävästä
# pyöristyksestä johtuva) pinta-alaero
print(paste("Total area difference", totaldiff))
flush.console()
return(curAreas) # Palautetaan valinta-ajon kaikki pikseliarvot
}

# Tässä on silmukka, joka tekee valinta-ajon ja aineiston keruun 100
# kertaa ja poimii histogrammit ja mediaanit talteen
meds <- rep(0,100)
for(i in seq(1,100)) {
  myareas <- random.areas(zr, metsoPoly)
  h <- hist(unlist(myareas), breaks=seq(0.0,1.0,by=0.05), plot=F)
  meds[i] <- median(unlist(myareas)) # Tallennetaan ajon tulokset
  if(i == 1) hist1 <- list(h)
  else hist1 <- c(hist1, list(h))
}

# Määritetään mediaanien mediaani
quantiles <- quantile(meds, c(0.025, 0.25, 0.5, 0.75, 0.975))

# Koostetaan histogrammien pylväiden vaihtelutiedot yhdeksi
# histogrammiksi, jossa on lisätietona pylväskohtainen vaihtelu
agg_hist <- h
agg_hist$lower <- rep(1e6, length(agg_hist$counts))
agg_hist$upper <- rep(0, length(agg_hist$counts))
for(j in seq(1,length(agg_hist$counts))) {
  civec <- rep(0,100)
  for(i in 1:100) civec[i] <- hist1[[i]]$counts[j]
  agg_hist$counts[j] <- mean(civec)
  ciquants <- quantile(civec, c(0.025, 0.25, 0.5, 0.75, 0.975))
  agg_hist$lower[j] <- ciquants[1]
  agg_hist$upper[j] <- ciquants[5]
}
ylimits <- range(0,agg_hist$upper)

```

```

# Luodaan kuvaaja Windowsin Enhanced-metatiedostoksi (yksi esimerkki)
library(scales)
win.metafile("Metso_Z3_sampler_ELY_hist.emf", w=9.375, h=9.375,
             pointsize=37.5)
par(xaxs="i", yaxs="i", font.lab=2, mar=c(3,2,2,1)+0.1)
barplot(agg_hist$counts, xlim=c(0,1), width=0.05, col=alpha("white",0.5),
        space=0, ylim=ylimits)
rect(quantiles[1], 0, quantiles[5], max(agg_hist$upper), col="grey95",
     border="grey70", xlim=c(0,1))
barplot(agg_hist$counts, width=0.05, col=alpha("white",0.0),
        space=0, add=T)
axis(1)
arrows(agg_hist$mids, agg_hist$lower, agg_hist$mids, agg_hist$upper,
       angle=90, code=3, length=0.04)
abline(v=quantiles[3], col="red")
mtext(at=quantiles[3], side=1, line=2, col="red",
      paste("Md=", sprintf("%.2f", quantiles[3]), ", CI [",
            sprintf("%.2f", quantiles[1]), ",",
            sprintf("%.2f", quantiles[5]), "]", sep=""))
mtext("A", side=3, at=-0.12, line=1, cex=1.17, font=2)
dev.off()

```

Optimaalisen verkoston muodostaminen

```
### optimSelector.R ###
library(rgdal)
library(maptools)

# Luetaan lähtöaineistot: Zonation-rasteri, kustannusrasteri ja
# suojelualueaineisto, jossa suojelukuvioiden puustokustannustiedot
z3 <- readGDAL(choose.files(caption="Anna Zonation-rasteri"))
costs <- readGDAL(choose.files(caption="Anna kustannusrasteri"))
metsoPoly <- readShapeSpatial(choose.files(
  caption="Anna metso_kohteet-aineisto, jossa kustannussumma"))

# Funktio suorakulmaisen spiraalin muotoisesti poimittavan alueen
# muodostamiseen siten, että suojelukohteen puustokustannus täyttyy
extract.spiral <- function(myras, mycost, totalCost, verbose) {
  dims <- myras@grid@cells.dim
  found <- FALSE
  while(!found) {
    ind <- which.max(myras$band1) # Aloitetaan parhaasta pikselistä
    y0 <- as.integer(ind / dims[1]) + 1.0
    x0 <- ind - (y0-1)*dims[1]
    newind <- ind; curCost <- 0; pix <- 0
    x <- 0; y <- 0; dx <- 0; dy <- -1
    while(!is.na(myras$band1[newind]) & curCost <= totalCost) {
      if(!is.na(mycost$band1[newind]))
        curCost = curCost + mycost$band1[newind]
      if(x == y | (x < 0 & x == -y) | (x > 0 & x == 1-y)) {
        temp <- dx; dx <- -dy; dy <- temp
      }
      x <- x+dx; y <- y+dy # Edetään spiraalimaisesti
      newind <- (y0+y-1)*dims[1] + x0+x; pix <- pix + 1
    }
    if(verbose) {
      print(paste("Looking for cost", totalCost, ", found", curCost,
        ", pixels", pix))
      flush.console()
    }
    if(curCost >= totalCost) found = TRUE
    else myras$band1[ind] <- 0.0
    # Jos ei löytynyt, poistetaan lähtöpiste lokaalista Z-kopiosta
  } # Ja yritetään uudelleen lähtökohtana seuraavaksi paras
  return(list(coord=data.frame(x0=x0,y0=y0), numpix=pix, cost=curCost))
} # Jos löytyi, palautetaan koordinaatit ja pikselimäärä

# Etsitään luonnonsuojelullisesti parhaasta lähtökohdasta liikkeelle
# lähteviä alueita spiraalimaisesti
best.areas <- function(myras, mycost, mypoly, verbose=FALSE) {
  dims <- myras@grid@cells.dim
  totaldiff <- 0 # Lasketaan samalla kustannusten kokonaiseroa
  costInd <- order(mypoly$SUM, decreasing=T)
  totalCosts <- mypoly$SUM[costInd]
  totalPixels <- mypoly$COUNT[costInd]
  for(i in 1:length(totalCosts)) { # Käydään alueet läpi kalleimmasta
    if(totalCosts[i] > 0) { # halvimpaan
      if(verbose) {
        print(paste("Area", i, ", cost", totalCosts[i], ", pixels",
          totalPixels[i]))
        flush.console()
      }
    }
    newarea <- extract.spiral(myras, mycost, totalCosts[i], verbose)
  }
}
```

```

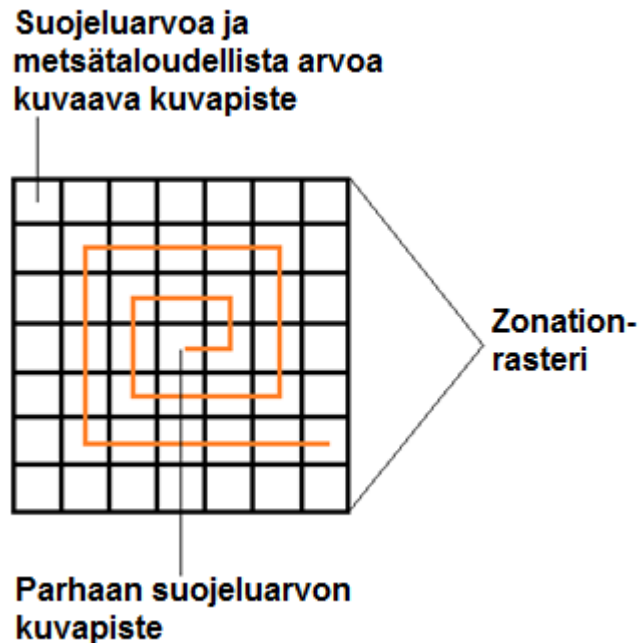
newdiff <- newarea$cost - totalCosts[i]
if(verbose) {
  print(paste(" Cost diff:", newdiff))
  flush.console()
}
totaldiff <- totaldiff + newdiff
nr <- newarea$coord
pixels <- rep(0, newarea$numpix)
if(verbose) {
  print(paste(" Clearing spiral at",nr$x0,nr$y0))
  flush.console()
}
# Poistetaan spiraalimainen kohde tämän funktion Z-rasterikopiosta
curCost <- 0; x <- 0; y <- 0; dx <- 0; dy <- -1
newind <- (nr$y0 + y-1)*dims[1] + nr$x0 + x; pix <- 0
while(curCost < newarea$cost) {
  pixels[pix+1] <- myras$band1[newind]
  myras$band1[newind] <- NA
  if(!is.na(mycost$band1[newind]))
    curCost = curCost + mycost$band1[newind]
  if(x == y | (x < 0 & x == -y) | (x > 0 & x == 1-y)) {
    temp <- dx; dx <- -dy; dy <- temp
  }
  x <- x+dx; y <- y+dy
  newind <- (nr$y0 + y-1)*dims[1] + nr$x0 + x; pix <- pix + 1
}
if(verbose) {
  print(paste(" Original pixels", totalPixels[i], ", cleared",
             pix, "with cost", curCost))
  flush.console()
}
# Tallennetaan löydetyn kohteen pikselit
if(!exists("curAreas")) curAreas <- list(pixels)
else curAreas <- c(curAreas, list(pixels))
}
}
print(paste("Total cost difference", totaldiff))
flush.console()
return(curAreas) # Palautetaan poimittujen kohteiden pikselit
}

# Etsitään arvokkaimpien pisteiden ympäriltä riittävän suuria
# metsäalueita ja tallennetaan pikseliarvot talteen
myareas <- best.areas(z3, costs, metsoPoly, verbose=T)

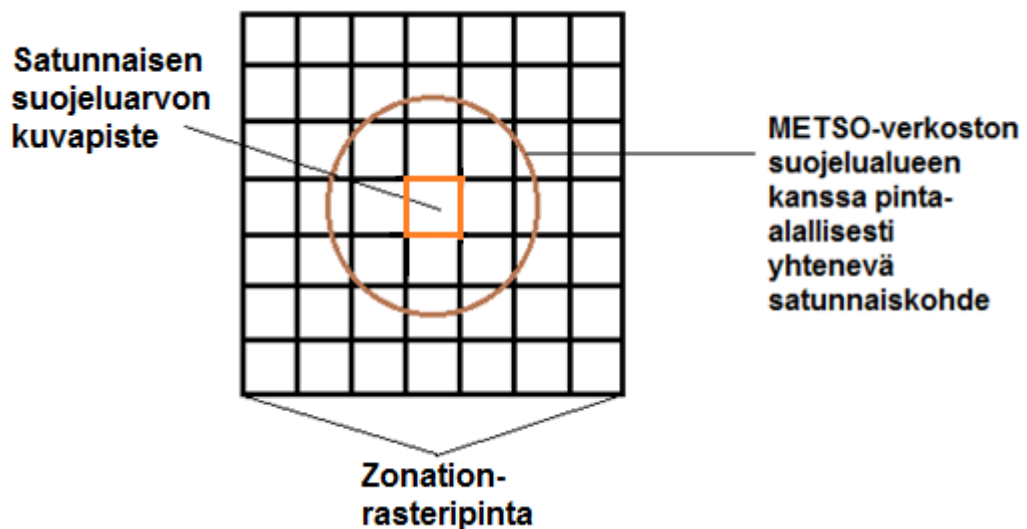
# Tehdään pikseliarvoista histogrammi ja mediaaniviiva EMF-metafileen
# (tässä vain yksi esimerkki)
win.metafile("Metso_Z3_optim_hist.emf", w=9.375, h=9.375, pointsize=37.5)
par(xaxs="i", yaxs="i", font.lab=2, mar=c(3,2,2,1)+0.1)
hist(unlist(myareas), breaks=seq(0.0,1.0,by=0.05), xlab="Nature value",
     main="")
mymed <- median(unlist(myareas))
abline(v=mymed, col="red")
mtext(at=mymed, side=1, line=2, col="red",
      paste("Md=", sprintf("%.2f", mymed)))
mtext("A", side=3, at=-0.12, line=1, cex=1.17, font=2)
dev.off()

```

OPTIMAALISESSA JA SATUNNAISESSA SUOJELUALUESIJOITTELUSSA SUOJELUKOHTEIDEN MUODOSTUMISEN HAVAINTOKUVAT



Kuva 1. Toteutuneiden METSO-kohteiden kanssa metsätaloudelliselta arvoltaan yhtenevät optimaaliset kohteet muodostuivat spiraalimaisesti. Samalla muodostui suorakulmion muotoisia alueita sen hetkisen parhaan suojarvon omaavan kuvapisteen ympärille. Mikäli kohteen ympärillä ei ollut NoData-arvoja, kohde valittiin mukaan analyysiin.



Kuva 2. Sampler-funktiokokonaisuus laskee ympyrän säteen METSO-kohteiden pinta-alaan perustuen ja sijoittelee siten toteutuneiden kohteiden kanssa yhtenevän kokoisia alueita satunnaisen valintapisteen ympärille. Mikäli satunnaisen pisteen ympärillä ei ollut NoData-arvoja kohde valittiin mukaan analyysiin.