

Pro Gradu
Suojelualueiden arvottaminen Natura 2000 -luontotyyppien
perusteella valtion mailla

Ninni Mikkonen
Biotieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia
Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta
Helsingin yliopisto
7/2012

Sisällysluettelo

1. Tutkimuksen tausta.....	4
1.1 Luonnon monimuotoisuuden suojelu ja sen ongelmat	6
1.2 Suojelu Suomessa.....	9
1.2.1 Lajien ja luontotyyppien uhanalaisuus Suomessa	10
1.3 Miten biodiversiteettiä voisi suojella paremmin?.....	13
1.4 Tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet	16
2. Aineisto ja menetelmät	18
2.1 Tutkimusalue	18
2.2 Tutkimusaineisto	18
2.2.1 Luontotyyppi-inventointiaineisto	20
2.2.2 Natura 2000 -luontotyyppien välinen samankaltaisuusmatriisi.....	23
2.2.3 Luontotyyppien hierarkkinen jako.....	25
2.3 Tutkimusmenetelmät	27
2.3.1 Luontotyyppien painottaminen.....	28
2.4 Perusanalyysien säädöt.....	32
2.5 Merkittävimpien luontoarvokeskittymien tunnistaminen.....	35
2.5.2 Automaattinen maisemien tunnistaminen	36
2.6 Hierarkkinen analyysi.....	40
3. Tulokset	41
3.1 Perusanalyysien tulokset	41
3.1.1 Tulosten tulkintaohje	42
Perusanalyysi 1	44
Perusanalyysi 2	46
Perusanalyysi 2	46
Perusanalyysi 3	48
Perusanalyysi 4	50
3.2 Merkittävimmät luontoarvokeskittymät	52
3.2.1 Merkittävimpien luontoarvokeskittymien silmämääräinen tunnistus.....	52
3.2.3 Merkittävimpien luontoarvokeskittymien automaattinen tunnistus	53

3.3	Hierarkkisen analyysin tulokset	58
4.	Pohdintaa ja johtopäätöksiä	63
4.1	Yleisesti tuloksista.....	63
4.2	Merkittävien luontoarvokeskittymien tunnistaminen.....	66
4.3	Mitä hierarkkisen analyysin tulokset kertovat?	68
4.4	Pohdintaa tutkimusaineistojen puutteista ja eroista.....	71
4.5	Pohdintaa käytetyistä menetelmistä.....	72
4.5.1	Virhelähteet ja epävarmuustekijät	74
4.6	Tulevaisuus.....	77
5.	Yhteenveto.....	80
6.	Kiitokset	81
7.	Liitteet.....	83
Liite 1.	Aineisto numeroina	83
Liite 2.	Natura 2000 -luontotyyppien edustavuus- ja luonnontilaisuusluokittelun muunnos	86
Liite 3.	Luontotyyppien väliset samankaltaisuusmatriisit.....	87
Liite 4.	Hierarkiatasot.....	93
Liite 5.	Zonation-ohjelman toimintaperiaate tiivistetysti.....	94
Liite 6.	Natura 2000 -luontotyyppien painoarvot.....	97
Liite 7.	Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot eri analyyseissä	99
Liite 8.	Pääluokkien tulokset ja tulosten tarkastelu.....	102
8.1	Merenrannikon luontotyyppit.....	102
8.2	Sisävesien luontotyyppit.....	105
8.3	Niitty-, nummi- ja pensaikkoluontotyyppit	108
8.4	Tunturiluontotyyppit.....	111
8.5	Suoluontotyyppit	114
8.6	Kallioiset luontotyyppit	117
8.7	Metsäluontotyyppit.....	120
Liite 9.	Merkittävimmät luontoarvokeskittymät	123
9.	Lähdeluettelo	131

Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos– Institution– Department Biotieteiden laitos	
Tekijä – Författare – Author Mikkonen Ninni Katri Inkeri			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Suojelualueiden arvottaminen Natura 2000 -luontotyyppien perusteella valtion mailla			
Oppiaine – Läroämne – Subject Ekologia ja evoluutiobiologia			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro Gradu		Aika – Datum – Month and year 7/2012	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 136
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Tässä opinnäytetyössä tutkittiin Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnoimien alueiden biologisia luontoarvoja Metsähallituksen omaa käyttöä varten. Työlle oli asetettu kuusi tavoitetta, jotka kaikki täyttyivät: 1) Biologiselta luontoarvoltaan suurimmat alueet tunnistettiin tuottamalla EU:n luontodirektiivissä (92/43/ETY) määriteltyille Natura 2000 -luontotyypeille valtion suojelualueverkoston sisäinen arvojärjestys. Tutkimuksessa korkean luontoarvon alueet tunnistettiin arvottamalla tutkimusalueet suhteessa toisiinsa Zonation-ohjelmiston avulla. Zonation-ohjelma on suojelun kohteiden maantieteelliseen arvottamiseen suunniteltu tietokoneohjelmisto, joka muodosti alueiden välisen priorisaation muun muassa alueiden luonnontilaisuuden ja edustavuuden, lajiston uhanalaisuuden, luontotyyppien uhanalaisuuden, Euroopan Unionin sisäisen luontotyyppien priorisaation, luontotyyppien välisen samankaltaisuuden, kohteiden etäisyyden, esiintymisalueen laajuuden ja alueiden toistensa täydentävyyden perusteella. Tutkimuksessa tehtiin eri analyysiversioita, joiden vaikutus luontoarvojen jakautumiseen ilmeni seuraavasti: erityisarvojen ilmentäminen hajautti ja kytkettyvyyden ilmentäminen tiivistä suuren luontoarvon keskittymiä.</p> <p>2) Aineiston soveltuvuus tutkimukseen testattiin ja todettiin hyväksi.</p> <p>3) Tulokset antavat materiaalia Suomen suojelualueiden luonnonhoidon ja suunnittelun avuksi muun muassa tukien omalta osaltaan paljon tutkittua tietoa siitä, että paikallisesti ja tällä hetkellä laadukkaat eristyneet alueet eivät todellisuudessa ole biodiversiteetin suojelun kannalta pitkäaikainen ja kestävä ratkaisu. Tulokset osoittavat pienten ja eristyneiden alueiden olevan arvokkaita vain niissä tapauksissa, joissa ne edustavat harvinaista luontotyyppiä ja ovat tämän vuoksi korvaamattomia. Tulosten avulla voidaan tarkastella luontoarvoltaan tärkeiksi osoittautuneiden alueiden ja valtakunnallisesti merkittävempien luontoarvokeskittymien sijaintia. Saatua tietoa voidaan hyödyntää pohdintoissa suojeluverkostomme riittävydestä ja sijoittumisesta, jotta luontoarvoiltaan tärkeät alueet säilyisivät arvokkaina myös tulevaisuudessa.</p> <p>4) Perusanalyysien lisäksi tehtiin hierarkkinen analyysi, jossa otettiin huomioon alueiden suojelun voimakkuus. Tämä analyysi selvensi eri alueiden suojelun voimakkuuden ja luontoarvojen suhdetta ja muutti alueiden keskinäistä arvojärjestystä. Erot pääanalyysin ja hierarkkisen analyysin suuren luontoarvon alueiden sijoittumisessa olivat suuria – hierarkkinen analyysi muutti alueiden priorisaatioita voimakkaammin kuin esimerkiksi alueiden kytkettyvyyden huomiointi. Analyysi osoitti, että korkeimman priorisaation alueet eivät aina sijaitse tiukimmin suojelluilla alueilla. Perusanalyysien ja hierarkkisen analyysin suuren luontoarvon alueiden sijoittumisen erot auttavat tunnistamaan suuren luontoarvon alueet, joiden suojeluarvot ovat herkimmin vaarassa niiden heikomman lainsuojan perusteella.</p> <p>5) Suuren prioriteetin alueista eroteltiin merkittävimmät luontoarvokeskittymät, joiden luontoarvojen säilyminen on Suomessa tavattavalle biodiversiteetille ensiarvoisen tärkeää. Alueet tunnistettiin sekä silmämääräisesti että Zonationin avulla.</p> <p>6) Zonation-ohjelman perustoimintaperiaatteista tehtiin suomenkielinen tiivistelmä Suomessa tehtävää hallinnollista käyttöä varten ohjelman käyttöönoton helpottamiseksi.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords suojelualue, suojelualueiden valinta, luontoarvo, Natura 2000, luontotyyppi, Zonation-ohjelmisto, suojelualueiden ylläpito, paikkatieto, hoitomaisema, alueiden valinta-algoritmi, kytkettyvyys			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Atte Moilanen			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			
Faculty Faculty of Biological and Environmental Sciences		Department Department of Biosciences	

Author Mikkonen Ninni Katri Inkeri		
Title Most valuable areas of Natura 2000 habitat types in Finnish conservation areas		
Subject Ecology and evolutionary biology		
Level Master's thesis	Month and year 7/2012	Number of pages 136
Abstract		
<p>The purpose of this master's thesis is to study nature values within the Finnish national Natura 2000 network on state owned land. The six goals of this work were achieved: 1) Areas with most nature values were identified by prioritizing habitats of Natura 2000 directive (92/43/EU) within. Areas with high nature value were usually in very natural state and had good connectivity to other similar places, or they were spots of some very rare nature types. 2) It was found out that data used was suitable for identifying conservation values, 3) find out the suitability of Zonation software in conservation area management and maintenance planning and 4) find out how results will change if conservation status is taken into account. As an addition to these 5) the most considerable areas with high conservation value were identified and 6) "Zonation software in a nutshell" was produced in Finnish to assist Finnish state officials to use the software for conservation purposes. These results will help Metsähallitus (The Finnish Forest and Park Service) - Natural Heritage Service - to target resourcing of habitat management and restoration in and around the areas with most considerable nature values. It is essential to sustain these areas and their values so that their nationwide importance can be maintained into the future.</p> <p>Data used in this study covered areas that were classified as Natura 2000 habitats according to European Union Council Directive 92/43/EEC. Analyses were done by using Zonation software, a tool for spatial conservation prioritization. Data consisted of 68 Natura 2000 habitat types and their state of naturalness and representativeness. Zonation took into account the rarity, quality, importance, threat status, biodiversity value, congruity and connectivity of these habitat types. As a result software produces a map of conservation priorities and associated quantitative information, which facilitate identification of areas with most considerable nature values. These were identified both ocularly and with Zonation software.</p> <p>Analyses were done at two levels: all habitat types together and in subgroups following division to major habitat types, such as coastal environments, inland waters, meadows, alpine habitats, peat lands, rocky areas and forests. Results showed that connectivity increased aggregation of areas with high nature values and weighting spread them. Hierarchical analysis was used to find out how nature values changed when the conservation status of the areas were taken into account. The results of hierarchical analysis show that conservation status changed the results a lot. Difference between main analysis and hierarchical analysis was much greater than when taken into account connectivity of feature weights. Hierarchical comparison revealed that many areas with considerable high nature values areas are not presently strictly protected.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords conservation area, spatial conservation, Natura 2000, habitat type, Zonation software, geospatial information, conservation value, spatial conservation prioritization, management landscape, reserve selection, site selection algorithm, connectivity		
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Atte Moilanen		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Viikin tiedekirjasto		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information		

1. Tutkimuksen tausta

1.1 *Luonnon monimuotoisuuden suojele ja sen ongelmat*

Tärkeimpiä maailmanlaajuisia tavoitteita luonnonsuojelussa on luonnon säilyttäminen, jolla tarkoitetaan luonnonvarojen kestävästä käyttöä ja luonnon monimuotoisuuden suojele (Margules & Pressey 2000, Sarkar ym. 2006). Luonnon monimuotoisuuden yksi osa on biologinen monimuotoisuus eli biodiversiteetti. Sen suojele on tärkeää sen elämää ylläpitävien, tasapainottavien, sopeuttavien ja mahdollistavien piirteiden vuoksi, itseisarvonsa lisäksi (Parmesan & Yohe 2003, Hanski 2005, Hooper ym. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Sarkar ym. 2006). Biodiversiteetin suojelelun kohteena ovat yleensä helposti rajattavat lajit, populaatiot, elinympäristöt tai luontotyytit, mutta myös uhattuna ovat prosessit kuten ekosysteemipalvelut (Chapin ym. 2000, Margules ym. 2002, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Chan ym. 2006, Sarkar ym. 2006, Metsähallitus 2010a). Kohteet saattavat myös olla osittain ristiriidassa tai täysin eri mittakaavassa keskenään, jolloin esimerkiksi yhden lajin suojele ei edesauta muiden lajien tai ekosysteemipalvelun tilannetta (Simberloff 1998, Chan ym. 2006).

Suurin syy luonnon säilyttämisen kiireellisyyteen on ihminen. Ihminen on muuttanut luonnon kiertokulkua ja maankäyttöä, siirtänyt lajeja paikkoihin, joissa niitä ei ole aiemmin tavattu, ja kiihdyttänyt ilmastonmuutosta. Näiden seurauksena lajien elinalueita on hävinnyt ja pirstoutunut pienemmäksi tai kilpailevat uudet lajit ovat syrjäyttäneet alkuperäiset lajit. Muutokset alueissa ja lajistossa ovat vähentäneet luonnon vastustuskykyä lisämuutoksille. Myös ekosysteemipalvelut, kuten puhdas juomavesi, pölytys, ravinteiden kierto tai ravinteikas maaperä, ovat uhattuina. Maapallo on tilanteessa, jossa luonnon monimuotoisuus vähenee jatkuvasti lajien hävitessä kuin massasukupuuttojen aikoina. Tämä uhkaa myös oman lajimme tulevaisuutta. Jos tällaisten muutosten suunta halutaan kääntää, politiikassa ja ihmisten käytöksessä on tapahduttava suuri muutos (Chapin ym. 2000, Hanski 2005, Hooper ym. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Sarkar ym. 2006).

Biodiversiteetin monimuotoisuutta voidaan suojelella monella eri tavalla, kuten esimerkiksi rajoittamalla toimintoja tai suojelemalla alueita tai lajeja. Suojelemalla elinympäristöjä yksittäisten lajien sijaan pystytään toimenpiteet kohdentamaan suurempaan kokonaisuuteen ja

vaikutukset ovat pitkäaikaisempia ja laaja-alaisempia sekä kohdistuvat luonnon monimuotoisuuden kaikille tasoille (Airaksinen & Karttunen 2001). Paras tapa taistella luonnon säilymisen ja monimuotoisuuden puolesta on yhtenäinen, ekologisesti edustava ja elinvoimainen maailmanlaajuinen suojelualuejärjestelmä (Heinonen 2007), joka koostuu suojelualueverkostosta ja suojelun strategioista. Strategioiden tavoitteena on usein luonnonsuojelun kytkeytyvyyden kasvattaminen lisäämällä lajistolle kelpollisen elinalueen pinta-alaa tai parantamalla yhteyksiä elinalueiden välillä sekä valistamalla ihmisiä alueiden käytöstä ja arkipäivän valinnoista (Metsähallitus 2010a, Leidner & Haddad 2011). Kansallisten, alueellisten ja kansainvälisten strategioiden ja ohjelmien tekemistä ohjaavat kansainväliset suojelua koskevat sopimukset (Metsähallitus 2010a, Ympäristöministeriö 2010). Kaikkien mahdollisten tahojen sitoutuminen näiden sopimusten tavoitteisiin on tärkeää suojelun kansainvälisen kattavuuden ja tehokkuuden kannalta (BMY 1994 2§) (Hoffmann ym 2010, Rassi ym. 2010). Tärkeimpiä kansainvälisiä sopimuksia on Rio de Janeirossa 1992 pidetyssä ensimmäisessä ympäristö- ja kehityskonferenssissa solmittu YK:n yleis- eli biodiversiteettisopimus, jonka tavoitteena on maapallon ekosysteemien, kasvi- ja eläinlajien sekä niiden perintötekijöiden monimuotoisuuden suojelu, luonnonvarojen kestävä käytön edistäminen sekä luonnonvarojen käytöstä saatavien hyötyjen oikeudenmukainen jako. Toinen tärkeä sopimus on Japanin Nagoyassa 2010 pidetyssä YK:n biologisen monimuotoisuuden yleiskokouksessa asetettu tavoite pysäyttää biodiversiteetin väheneminen vuoteen 2020 mennessä (Yhdistyneet kansakunnat 2011). Muun muassa näiden sopimusten perustella on rakennettu Natura 2000 -suojelualueverkosto, joka on yksi tärkeimmistä Euroopan unionin (myöhemmin EU) luonnonsuojelun keinoista. Verkostossa suojellaan EU:n alueella harvinaistuvia luontotyyppisiä ja lajien elinympäristöjä sekä linnustolle tärkeitä alueita ja pyritään varmistamaan näiden suotuisa suojelutaso (Lintudirektiivi 79/409/ETY, Luontodirektiivi 92/43/ETY).

Nykyiset suojelutoimet eivät ole riittäviä, eikä tehtyihin kansainvälisiin sopimuksiin sitouduta riittävällä tavalla, mikä ilmenee biodiversiteetin jatkuvana vähenemisenä. Suurimmat haasteet biodiversiteetin suojelussa ovat suojelutoimien kohdentaminen sekä niiden riittävyys ja kattavuus nyt ja tulevaisuudessa. Usein on jätetty suojelematta juuri ne kohteet, jotka olisivat olleet tärkeitä biologisen monimuotoisuuden kannalta, ja sen sijaan on suojeltu alueita, jotka sijaitsevat kaukana asutuksesta ja ovat vähätuottoisia. Näin on toimittu, koska on ollut helpointa

suojella kohteita, joihin ei kohdistu poliittista kiinnostusta tai taloudellisia intressejä (Margules & Pressey 2000, Margules ym. 2002, Hanski 2005, Wintle ym. 2011). Tämän kaltainen taloudellinen ja poliittinen ohjaus päätöksenteossa vähentää aluevalintojen objektiivisuutta suojelutavoitteiden saavuttamisen suhteen, kun valinnat eivät perustu parhaaseen tietoon vaan annettuihin raameihin (Ferrier & Wintle 2009, McShane ym. 2011). Maapallonlaajuisesti on ajaututtu tilanteeseen, jossa esimerkiksi elinympäristöjen pirstoutumisen seurauksena monien uhanalaisten lajien levinneisyysalueet eivät sijaitse lainkaan suojelualueilla tai niiden suojelualueet ovat hyvin pieniä (Rodrigues ym. 2004, Branquart ym. 2008). Näiden lajien tulevaisuus näyttäisi valoisammalta, jos niiden suojelu olisi ollut proaktiivista reaktiivisen sijaan. Reaktiivinen suojelu reagoi kiireellisiin tilanteisiin, joissa on toimittava heti tai uniikit luonnon monimuotoisuuden kohteet menetetään, kun taas proaktiivisessa suojelussa suojelun mahdollisuudet ja ennusteet ovat paremmat, kun tulevaan reagoidaan ennaltaehkäisevästi (Brooks 2006). Ennaltaehkäisevä suojelu on usein halvempaa, helpompaa ja yksinkertaisempaa kuin suojelu sen jälkeen, kun luontoarvot on jo kokonaan tai osittain tuhottu (Naidoo ym. 2006, Drechsler ym. 2011). Tuhottujen alueiden luontoarvojen palauttamisessa tai säilyttämisessä ei voida laskea esimerkiksi ennallistamisen varaan, koska sen onnistumisesta ei ole takuita (Rassi ym. 2003). Siksi varsinkin korvaamattomien runsaslajisimpien tai muuten merkittävien ydinalueiden suojelu ajoissa ja riittävällä tehokkuudella on tärkeää (Margules & Pressey 2000, Brooks ym. 2002). Esimerkiksi tällaisten korvaamattomien alueiden suojelun voimakkuutta, eli suojelustatusta, on todennäköisesti tarpeen muuttaa, yleensä tiukentaa, tässä hetkessä ja/tai tulevaisuudessa. Suojelu saattaa olla vain väliaikaista tai suojelun kestosta ei ole tarkkaa varmuutta, kuten Etelä-Suomen metsien suojeluohjelmassa METSOssa (Finnish Government 2008). Tämä on riski suojelualueiden luontoarvoille pitkän ajan kuluessa, mutta väliaikainen voitto niiden säilyttämisessä tulevaisuuteen (Sarkar ym. 2006, Mascia & Pailler 2011).

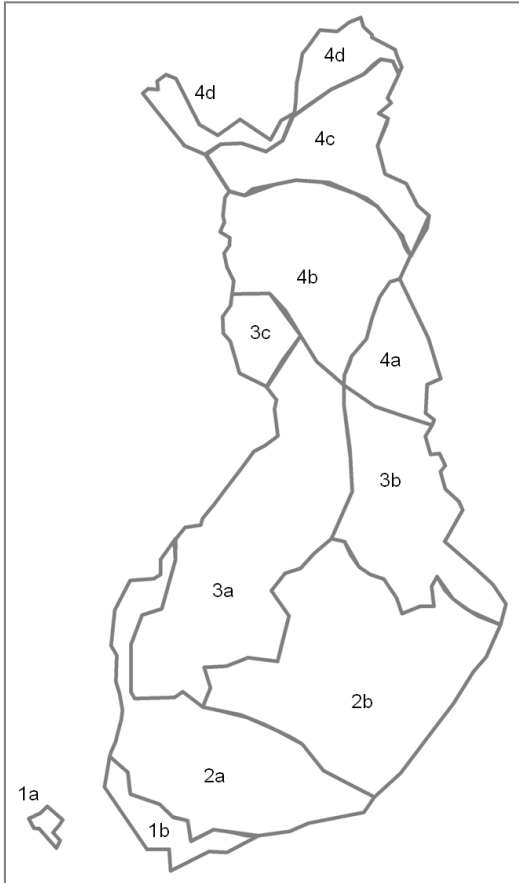
1.2 Suojelu Suomessa

Suomi on osallisena kaikissa Suomea alueellisesti koskevissa kansainvälisissä tai maailmalaajuisissa sopimuksissa, joissa luonnon monimuotoisuuden suojelu ja kestävä käyttö ovat merkittäviä tavoitteita (Heinonen 2007, Metsähallitus 2010a, Metsähallitus 2011). Näiden sopimusten pohjalta Suomessa on tehty oma kansallinen strategia ja toimintaohjelma, jotka tähtäävät luonnon monimuotoisuuden säilymiseen omalla toiminta-alueellaan. Tärkeimmät menetelmät tavoitteeseen pääsyyn ovat luonnonsuojelulaki (LSL 1996/1096) ja suojelualueverkosto (Metsähallitus 2010a). Suojelualueverkoston tavoitteena on olla kattava, riittävä ja edustava Suomessa esiintyvien ekosysteemien ja luontotyyppien sekä niiden maantieteellisen vaihtelun ja luonnollisten kehitysvaiheiden suhteen (Heinonen 2007, Metsähallitus 2010a). Verkoston ytimen muodostavat valtion maille perustetut luonnonsuojelu-, erämaa- ja retkeilyalueet sekä suojelumetsät ja luonnonsuojelualuevaraukset, joita täydentävät yksityiset luonnonsuojelualueet (Metsähallitus 2010a). Suomessa oli 1.1.2011 kaiken kaikkiaan 8255 erilaista luonnonsuojelualuetta, joiden pinta-ala on yhteensä 18 241 km². Näitä tukee 12 erämaa-alueita, joiden pinta-ala on 14 890 km². Kaikki edellä mainitut alueet kattavat yhteensä 8,5 % Suomen pinta-alasta (Lilja-Rothsten 2011, Ympäristöministeriö 2011).

Suomi on EU:n jäsenenä mukana Natura 2000 -suojelualueverkostossa. Suomen Natura- verkosto hyväksyttiin lopullisesti vuonna 2005, ja se kattaa 13% Suomen pinta-alasta. Natura 2000- verkoston koostavien Natura-alueiden tarkoitus on suojella Suomessa esiintyviä 132:ta direktiivilajia ja 69:ää Natura-direktiiviluontotyyppiä. Nämä alueet koostuvat pääosin luonnonsuojelu-, erämaa-, valtion retkeily- ja suojeluohjelmien alueista (Airaksinen & Karttunen 2001, Heinonen 2007). Natura-alueiden käyttö ja toiminta alueilla perustuvat luontodirektiiviin (92/43/ETY) ja lintudirektiiviin (79/409/ETY). Direktiivien säädökset on kirjattu luonnonsuojelulakiin (LSL 1096/1996: §3, §64, §68). Joissakin tapauksissa alueita säätelevät myös erämaa-, vesi-, ympäristönsuojelu-, maa-aines-, ulkoilu-, maankäyttö-, rakennus- ja metsälaki sekä eräät muut lait ja kansalliset päätökset. Tämä ohjaavien lakien kirjo, valtakunnan rajat ylittävät verkoston tavoitteet ja tarpeet sekä verkoston toteutustapa 1990-luvun lopun ja 2000-luvun alun Suomessa luovat Natura 2000 -suojelualueverkoston hoitamiseen haasteita (Gustafsson ym. 2002, Heinonen 2007).

1.2.1 Lajien ja luontotyyppien uhanalaisuus Suomessa

Suomen nykyinen suojelualueverkosto ei pysty turvaamaan luontoarvoja tällä hetkellä eikä muuttuvissa olosuhteissa (Heinonen 2007). Verkoston suurimpia ongelmia ovat sen maantieteellinen sijoittuminen suhteessa luontoarvoihin ja yksittäisten suojelualueiden pieni



Kuva 1. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet Suomessa.

Etelä-Suomi:

Hemiboreaalinen vyöhyke: 1a Ahvenanmaa, 1b Lounainen rannikkomaa.
Eteläboreaalinen vyöhyke: 2a Lounaismaa ja Pohjanmaan rannikko, 2b Järvi-Suomi
Keskiboreaalinen vyöhyke: 3a Pohjanmaa, 3b Pohjois-Karjala – Kainuu, 3c Lapin kolmio

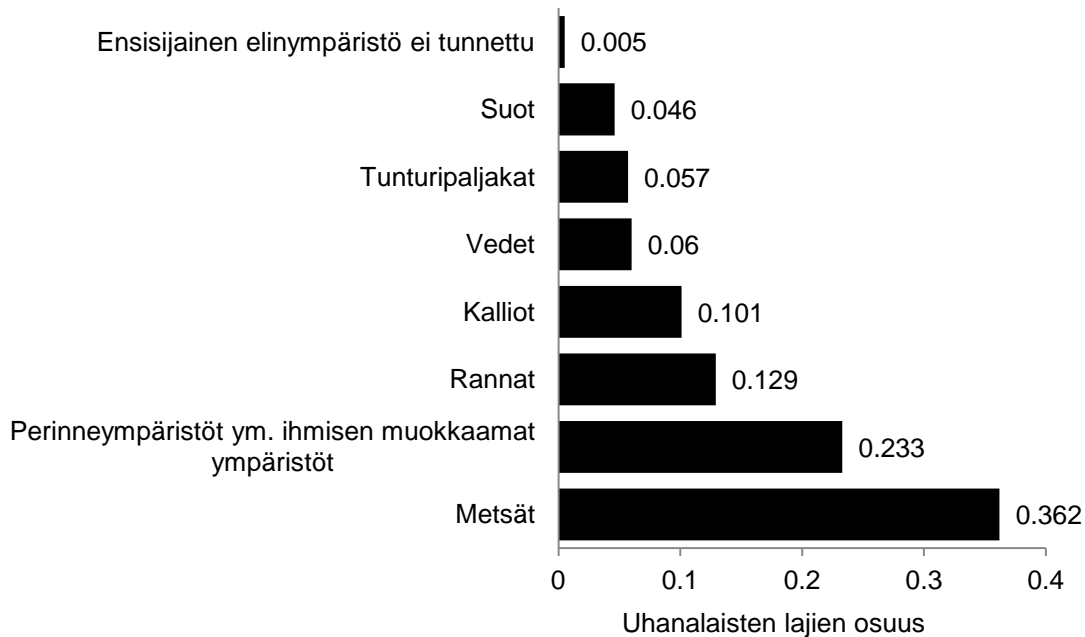
Pohjois-Suomi:

Pohjoisboreaalinen vyöhyke: 4a Koillismaa, 4b Peräpohjola, 4c Metsä-Lappi, 4d Tunturi-Lappi.

koko. Rakenne johtuu menneisyydessä tehdyistä yleensä valtion talouden ajamista suojelualuepäätöksistä, jotka juontavat juurensa alueiden käytön intensiteettiin (Lyytimäki & Hakala 2008). Noin 85 % Suomen suojelualueista on alle hehtaarin kokoisia, ne kattavat alle 2 % suojelualueidemme pinta-alasta (SYKE 2009). Näistä alueista lukumäärällisesti suurin osa sijaitsee hajanaisesti sijoittuneena kasvukaudeltaan pidemmässä ja lajistollisesti rikkaammassa Etelä-Suomessa (kuvan 1. määritelmän mukaan), kun taas karummassa Pohjois-Suomessa suojelualueet ovat pinta-alaltaan hyvin laajoja, esimerkiksi tunturilapissa jopa 66 % pinta-alasta on suojeltu (kuvassa 2 alue 4d) (Heinonen 2007). Tämä tarkoittaa, että Etelä-Suomessa esiintyy luontotyyppejä ja lajistoa, joiden selviytyminen on kokonaan Etelä-Suomen hajanaisen suojelualueverkoston ja sen ulkopuolisten alueiden varassa, ja että monien vain muualla kuin Pohjois-Suomessa esiintyvien luontotyyppien esiintymät ovat pirstoutuneet pieniksi palasiksi laajalle alueelle. Tutkimuksissa on arvioitu boreaalisen suojelualueiden pysyvyyden olevan maailmanlaajuisesti heikko (keskiarvo 1,1 vuotta) nimenomaan alueiden pienen

koon vuoksi (Loarie ym. 2009). Esimerkiksi Suomessa eteläborealisesta metsävyöhykkeestä on suojeltu alle 1 % (kuvassa 2 alueet 1a, 1b, 2a ja 2b). Jos näiden suojelualueiden halutaan säilyvän nykyisen kaltaisina seuraavat 100 vuotta, tulisi niiden koon olla vähintään noin 380 km² (Loarie ym. 2009). Koska tämä koko on haastava saavuttaa, tulee nyt ja tulevaisuudessa tehdä erilaisia luonnonhoitotoimia, jotta alueiden välistä kytkeytyvyyttä saadaan parannettua. Lisäksi yhteiskunnan toiminnan tulee muuttua niin, ettei se enää esimerkiksi kiihdyttäisi ilmastonmuutosta tai elinalueiden pirstoutumista (Heinonen 2007, Loarie ym. 2009).

Suomessa arvioidaan elävän 2247 uhanalaista lajia ja 332 lajin katsotaan hävinneen. Uhanalaisten lajien määrä vastaa 11 %:a tunnetuista lajeistamme ja 5 %:a arvioidusta lajimäärästämme (Rassi ym. 2010). Arvio Suomen lajien uhanalaisuudesta valmistui vuonna 2010, ja siinä on mukana 40 % enemmän lajeja kuin aikaisemmissa Suomen lajiston uhanalaisuusarvioinneissa (Rassi ym. 2010). Silti yli puolet Suomen lajistosta oli niin huonosti tunnettu, että niitä ei voitu ottaa mukaan arvioon. Arviointi perustuu Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) laatimiin ohjeisiin, ja se ottaa huomioon ajalliset muutokset lajien kannassa verraten niiden tilaa aikaisempiin arviointeihin sekä huomioiden tulevaisuuteen liittyvät uhkatekijät. Todellisuudessa laji, joka on määritelty valtakunnallisesti uhanalaiseksi, on monin paikoin hävinnyt paikallisesti jo kokonaan ja esiintyy enää vain osassa alkuperäistä esiintymisaluettaan. Suurin osa uhanalaisista lajeista on metsäelinympäristöjen lajeja (kuva 2), jotka elävät Etelä-Suomessa hemiborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä (kuva 1 alueet 1a, 1b). Vyöhyke on pohjoisiin alueisiin verrattuna lajirikkaampi, mutta alueen maankäyttö on erittäin intensiivistä ja suojelualueet ovat pieniä ja eristyneitä. Muutokset metsäelinympäristöissä ovatkin tärkein syy lajien uhanalaisuuteen ja häviämiseen Suomessa. Suomessa esiintyviä uhanalaisia lajeja uhkaa muun muassa metsien uudistamis- ja hoitotoimet, puulajisuhteiden muutokset, vanhojen metsien ja kookkaiden puiden häviäminen sekä lahoppuun ja sukcession alkuvaiheiden väheneminen. Muita uhkia ovat muun muassa pieni populaatiokoko tai esiintymisalue, kaivannaistoiminta sekä ojitus ja turpeenotto. Ilmastonmuutoksen merkityksen arviointi lajien uhanalaisuudelle on vaikeaa, mutta sitä pidetään kuitenkin merkittävänä uhkatekijänä monelle lajille (Rassi ym. 2010).



Kuva 2. Suomen uhanalaisten lajien jakautuminen niiden ensisijaisen elinympäristön mukaisesti (Rassi ym. 2010).

Suomessa esiintyvistä luontotyypeistä 51 % on uhanalaisia valtakunnallisen Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin (myöhemmin LUTU) mukaan (Raunio ym. 2008). Arvio valmistui ensimmäistä kertaa vuonna 2008, ja se sisältää 381 luontotyyppiä. 95 % Suomessa esiintyvistä luontotyypeistä tunnettiin tarpeeksi hyvin, jotta arvion tekeminen niille oli mahdollista. Arviossa otettiin huomioon muutokset luontotyyppien esiintymien laadussa ja määrässä vertaamalla niiden nykytilannetta tilanteeseen 1950-luvulla. Arvion mukaan uhanalaisia luontotyyppisiä on enemmän etelässä (66 %) kuin pohjoisessa (29 %). Eniten ovat kärsineet perinne- ja metsäelinympäristöt sekä suot. Monien luontotyyppien pinta-alat ovat vähentyneet merkittävästi ja alueiden määrä on muuttunut laatua enemmän. Tärkeimmiksi luontotyyppien uhanalaistumisen syiksi arvioitiin metsien uudistamis- ja hoitotoimet, ojitus, vesien rehevöityminen ja likaantuminen, pellonraivaus ja vesirakentaminen. Erittäin uhanalaisilla luontotyypeillä oli usein myös monta yhtäaikaista uhkaa ja uhanalaistumisen syytä (Raunio ym. 2008).

Toisen luontotyyppi-arvion perusteella Suomessa esiintyvistä luontodirektiivissä (92/43/ETY) määritellyistä luontotyypeistä 31 %:ssä suojelun tila-arvio oli epäsuotuisa tai huono

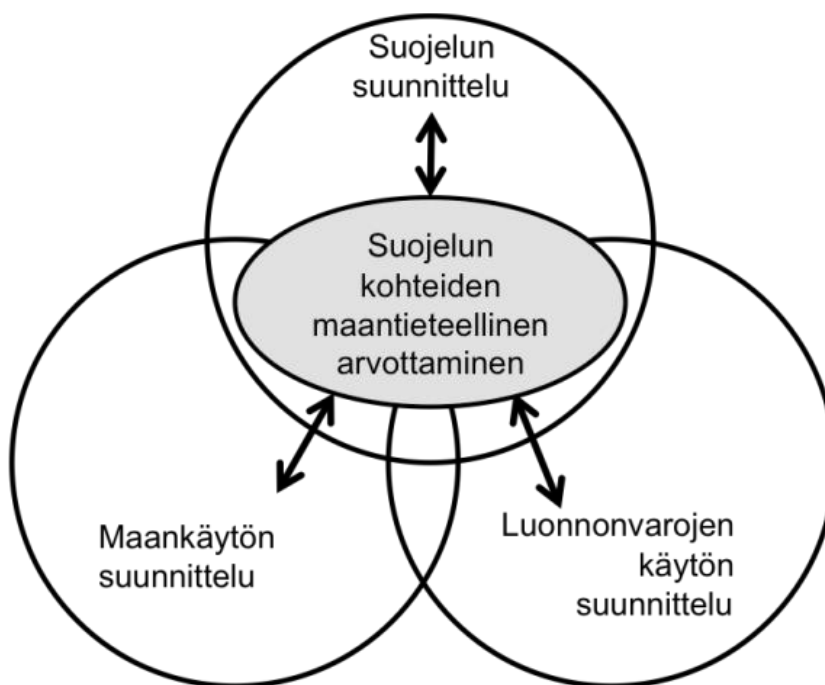
(Ympäristöministeriö 2007). Tämä EU:n luontodirektiiviin perustuva luontotyyppien tila-arvio tehdään kerran kuudessa vuodessa, ja se valmistui ensimmäisen kerran 2007. Arvio sisälsi kaikki 69 Suomessa esiintyvää direktiiviluontotyyppiä. Arviossa tarkastellaan luontotyyppien suojelutason kehitystä ja arvioidaan tehtyjen suojelutoimien vaikutusta halutun, eli suotuisan, suojelutason saavuttamiseen.

1.3 Miten biodiversiteettiä voisi suojella paremmin?

Koska biodiversiteetti vähenee jatkuvasti suojelutoimenpiteistä huolimatta, on tarpeellista ja kiireellistä selvittää, miksi tehdyt toimet eivät ole olleet riittäviä ja mitä voitaisiin tehdä toisin. Tähän tarpeeseen on syntynyt omia tieteenaloja sekä tieteen sovelluksia. Ne pyrkivät auttamaan suojeluasioita koskevassa päätöksenteossa, jossa ne voivat auttaa ainakin kolmella eri tavalla: tarjoamalla päätösten tueksi tutkimusten tuloksia ja sovelluksia niistä, esittämällä valmiita ratkaisuja asioiden täytäntöönpanoon ja kokoamalla poliittisten prosessien tavoitteisiin pääsemisestä kertovaa aineistoa (Margules & Pressey 2000, Naidoo ym. 2006, Sarkar ym. 2006, Pressey ym. 2007). Esimerkiksi Brooks (2006) toteaa, että suojelualueiden arvioimisen tulisi olla jatkuvaa ja säännöllistä. Tällaisia raportteja ovat esimerkiksi Suomen lajien uhanalaisuus - Punainen kirja 2010 (Rassi ym. 2010) ja EU:n luontotyyppien tila-arvio Suomessa (Ympäristöministeriö 2007). Yleisesti tutkimuksen haasteita ovat muun muassa puutteelliset aineistot, tarkoituksenmukaisten analyysien tekemisen vaikeus sekä tavoitteiden realistisuus ja hyödyllisyys käytännössä. Suojelualueista päättävien tahojen haasteena puolestaan ovat muun muassa alueita koskevan suojelun suunnittelun haastavuus, määrällisten suojelun kohteiden ja toiminnallisten suojelun tavoitteiden määrittely sekä tietokoneilla suoritettavan optimisoinnin ymmärrettävyys (Margules ym. 2002, Naidoo ym. 2006, Sarkar ym. 2006).

Ratkaisu ongelmaan on tutkijoiden ja päättäjien tiukempi yhteistyö, joka parantaisi tilannetta biodiversiteetin suojelun näkökulmasta. Suojelun kohteiden maantieteellinen arvottaminen (englanniksi *Spatial conservation prioritization*) on tähän tarpeeseen syntynyt tieteenhaara. Sen tavoitteena on vastata kysymyksiin, kuten missä luontoarvot sijaitsevat ja missä

suojelu on kiireellisintä, siten, että luonnonsuojeluun käytettävät rajalliset resurssit hyödynnetään mahdollisimman tehokkaasti ja tuloksettaasti ja että suojelun tavoitteet toteutuvat suojeluverkostossa (Margules & Pressey 2000, Branquart ym. 2008, Moilanen ym. 2009). Arvottamisen avulla voidaan ottaa huomioon myös esimerkiksi maankäytön ja luonnonvarojen käytön suunnitelmat, jolloin monialainen päätöksenteko helpottuu (kuva 3) (Cabeza & Moilanen 2003, Sarkar ym. 2006, Ferrier & Wintle 2009, Moilanen ym. 2009). Tällaiset tulokset ovat yhteiskunnallisesti perustellumpia, ja ne toimivat pohjana esimerkiksi suojelualueiden hoidon, laajentamisen ja ennallistamisen suunnittelulle (Margules & Pressey 2000, Margules ym. 2002, Sarkar ym. 2006).



Kuva 3. Suojelun kohteiden maantieteellinen arvottaminen mahdollistaa monialaisen päätöksenteon.

Suojelun kohteiden maantieteelliseen arvottamiseen ja suojeluun kohdennettavien resurssien jakamiseen on kehitetty erilaisia ohjelmistopaketteja, joita käytetään asiantuntijatyötä tukevinä työkaluina (Margules & Pressey 2000, Branquart ym. 2008, Moilanen ym. 2009, Moilanen ym. 2009). Tunnetuimpia näistä ovat MARXAN (Watts ym. 2009), C-Plan (Pressey ym. 2009), ConsNet (Sarkar ym. 2006) ja Zonation (Moilanen ym. 2005, 2009). Ohjelmat

käyttävät alueiden valintaan algoritmeja, ja niiden tulokset perustuvat komplementaarisuuteen, eli alueiden toisiaan täydentävyyteen. Ne tuottavat mahdollisimman objektiivisia, harhattomia ja ekologisiin tekijöihin perustuvia ratkaisuja suojelualueiden arvottamiseen (Margules & Pressey 2000). Näiden ohjelmien luojien haasteena on kehittää menetelmiään sellaisiksi, että ne ovat ekologisesti päteviä, toimivat suojelualuepäätöksiä tehdessä niin valtakunnallisella kuin alueellisellakin tasolla, ovat maantieteelliseltä mittakaavaltaan riittävän tarkkoja ollakseen käyttökelpoisia myös todellisessa maankäytön suunnittelussa ja että niiden avulla pystytään käsittelemään jatkuvasti kasvavia aineistoja. Todellisuudessa analyysien tekoa vaikeuttavat aineistojen epävarmuustekijät, suunnittelun kohdealueiden suuri koko, tarve ottaa huomioon alueiden käytön kustannukset tai maankäytön eri muodot ja ehkä tärkeimpänä tarve ottaa huomioon ekologiset tekijät, kuten maiseman dynaamisuus tai kytkeytyneisyyden vaikutukset (Moilanen ym. 2011).

Kytkeytyvyyden ilmentäminen tutkimuksissa on suojelun kohteiden maantieteellinen arvottamisen yksi merkittävimpiä haasteita, koska suojelualueiden arvioinnissa ja suunnittelussa tärkeimmät kriteerit ovat alueen paikallinen laatu lajien näkökulmasta sekä alueen kytkeytyvyys toisiin alueisiin (Fahrig & Merriam 1994, Fahrig 2001, Araujo ym. 2004). Kytkeytyvyys kertoo miten käyttökelpoinen jokin alue on lajille tällä hetkellä. Yksinkertaisimmillaan kytkeytyvyys on kahden lajille soveltuvan alueen välinen välimatka. Todellisuudessa se on monimutkaisempi matemaattisesti laskettava arvo, joka voi huomioida lajin levittäytymis- tai sopeutumiskyvyn, alueiden välimatkan, potentiaalisten elinalueiden välisessä tilassa mahdolliset esteet, uhat tai hidasteet ja alueen laadun lajin lisääntymisen tai selviytymisen näkökulmasta. Toisin sanoen lajille soveltuvat laadukkaat elinalueet, jotka sijaitsevat lähekkäin, mahdollistavat alueella elävien lajien (meta)populaatiodynamiikan toiminnan eri elinlaikkujen välillä. Tämä tukee lajien ja populaatioiden säilymistä ajan mittaan (Fahrig & Merriam 1994, Saccheri ym. 1998, Hanski 1999, Fahrig 2001). Koska lajit ovat riippuvaisia elinalueistaan, voidaan ajatella myös luontotyyppien tai muiden eliöyhteisöjen olevan kytkeytyneitä toisiinsa, minkä ilmentäminen on hankalampaa, mutta tarpeellista (Alagador ym. 2012). Luontotyyppien kytkeytyvyys on niissä elävien lajien kytkeytyvyysien summa. Vierekkäiset alueet maastossa, joiden luontotyyppi on samanlainen tai samankaltainen, tukevat toistensa lajiston pysyvyyttä tarjoten lajeille samoja resursseja ja parempaa kytkeytyneisyyttä alueen sisällä. Voi myös olla niin, että toinen alue

hyötyy toisesta enemmän kuin toinen, mikä voi pahimmassa tapauksessa uhata vähemmän hyötyvän, tai jopa toisen läheisyydestä kärsivän, alueen pysyvyyttä. Lajien ja luontotyyppien pysyvyyttä ja kytkeytyvyyttä tulevaisuudessa uhkaavat muuttuvat ympäristöolosuhteet ja ilmasto, jotka lisäävät haastetta etenkin huonosti kytkeytyneessä ja pirstaleisessa suojelualueverkostossa. Elinalueiden hävitessä tai siirtyessä lajien on joko pystyttävä siirtymään elinympäristön mukana, löydettävä uusi sopiva elinalue tai sopeuduttava uuteen elinympäristöön, jotta ne eivät häviäisi (Parmesan 2006). Esimerkiksi ilmastonmuutoksen vaikutuksesta suurin osa lajeista tulee arvioiden mukaan kärsimään tai niiden on jo havaittu kärsineen (Warren ym. 2001, Konvicka ym. 2003, Parmesan & Yohe 2003, Parmesan 2006, Pearson 2006).

1.4 Tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet

Tässä opinnäytetyössä tutkittiin Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnoimien alueiden luontoarvoja Metsähallituksen omaa käyttöä varten. Metsähallitus on valtion liikelaitos, joka hoitaa Suomen valtion omistamia maita. Metsähallituksen luontopalvelujen tulosityksikkö vastaa julkisista hallintotehtävistä, joihin kuuluu muun muassa suojelualueiden hoito ja ylläpito (MH 6§). Tutkimuksen tulokset ovat apuväline Suomen suojelualueiden priorisoinnissa ja resurssien jakamisen suunnittelussa. Tuloksilla tuetaan resurssien kestävää ja tehokasta käyttöä suojeluverkostosta huolehtimisessa.

Tämän opinnäytetyön tavoitteena oli 1) löytää kohteet, joiden luontoarvo oli tutkimusalueella suurin, missä etsittiin korkean biologisen luontoarvon alueita esimerkiksi lajirikkaiden alueiden sijaan, 2) selvittää, miten käytetty aineisto soveltuu luontoarvon ilmentämiseen, 3) selvittää, miten Zonation-ohjelmisto soveltuu luonnonhoidon ja suojelun suunnitteluun ja 4) selvittää, miten tutkimusalueen suojelustatuksen huomioiminen vaikutti alueiden keskinäiseen tärkeysjärjestykseen. Lisäksi tavoitteena oli 5) tunnistaa saatujen tulosten perusteella Zonationin avulla valtakunnallisesti merkittävimmät luontoarvokeskittymät, poiketen aiemmin vain asiantuntijatyönä tehdyistä virkistyskäyttö- ja luontomatkailualueiden painopistealueista (kuva 4.) ja 6) tuottaa Zonation-ohjelman perustoimintaperiaatteista

suomenkielinen tiivistelmä Suomessa tehtävää hallinnollista käyttöä varten ohjelman käyttöönoton helpottamiseksi.



Kuva 4. Kartta Metsähallituksen virkistyskäytön ja luontomatkailun painopistealueista.

2. Aineisto ja menetelmät



Kuva 5. Metsähallituksen luontopalveluiden Natura 2000 - luontotyypeiksi luokitellut alueet on merkitty karttaan harmaalla.

2.1 Tutkimusalue

Tutkimuksen kohteena olivat Metsähallituksen luontopalveluiden tulosityksikön hallinnoimat Natura 2000 - luontotyypeiksi luokitellut alueet (kuva 5). Tutkimusalue on kooltaan 35 786 km², ja se kattaa 10.6 % Suomen, 28.6 % Metsähallituksen ja 50.4 % Metsähallituksen luontopalveluiden alueista (Metsähallitus 2012, Rosqvist & Grahn 2012).

2.2 Tutkimusaineisto

Tutkimus tehtiin Metsähallituksessa aiemmin kerätyn luontotyyppi-inventointiaineiston perusteella. Tutkimus koski EU:n luontodirektiivissä (Luontodirektiivi 92/43/ETY) määriteltyjä luontotyyppisiä. Tutkimusaineiston painottamisessa käytettiin lisäksi Suomen lajien uhanalaisuuden arviointia (Rassi ym. 2010), Suomen raporttia Euroopan unionin komissiolle luontodirektiivin toimeenpanosta kaudelta 2001–2006 (Ympäristöministeriö 2007) ja tietoa EU:n priorisoimista luontotyypeistä (Luontodirektiivi 92/43/ETY). Analyseissä, jotka huomioivat luontotyyppien samankaltaisuuden, käytettiin tätä opinnäytetyötä varten tehtyä luontotyyppien

välistä samankaltaisuusmatriisia. Aineistojen valinnat tehtiin yhteistyössä Helsingin ja Jyväskylän yliopistojen sekä Metsähallituksen asiantuntijoiden kanssa. Taulukkoon 1 on kerätty yhteen kaikki opinnäytetyössä käytetyt aineistot ja niistä poimitut tutkittavat muuttujat eli tutkimuksessa käytetyt piirteet. Taulukko esittelee lyhyesti, mitä tarkoitusta varten aineisto otettiin mukaan tutkimukseen, mistä aineisto saatiin ja missä muodossa se oli. Kaikki aineistot on esitelty tarkemmin myöhemmin.

Taulukko 1. Opinnäytetyössä käytetyt piirteet. LU = luokkamuuttuja, LA = laatumuuttuja, R = tieto annettu jokaiselle rasterisolulle erikseen, E = tieto sama koko esiintymisalueella. Mitta-asteikot = luokittelu-, jatkuva-, ja järjestysmitta-asteikko.

* Käytettiin vain hierarkkisessa lisäanalyysissä

Muuttuja eli piirre	Mitta-asteikko	Ominaisuudet, josta piirre kertoo	Aineiston lähde	R/E
EU:n luontodirektiivin määrittelemä luontotyyppi (LU), 68 luontotyyppiä	luokittelu: On / ei ole	Luontotyypin esiintyminen (pinta-ala, sijoittuminen, yleisyys)	Metsähallitus LTI	E
Luontotyyppien luonnontilaisuus ja edustavuus (LA)	jatkuva: 0 - 1	Kohteen laatu	Metsähallitus LTI	R
Samankaltaisuus eri luontotyyppien välillä (LA)	jatkuva: 0 - 1	Toisen luontotyypin esiintymisen tukeminen	Tehtiin tätä tutkimusta varten	R
Biodiversiteettiarvo luontotyypeittäin (LA)	järjestys: 1, 2, tai 3	Luontotyypin tärkeys Suomen uhanalaiselle lajistolle	Suomen Lajien uhanalaisuuden arviointi 2010	E
Natura 2000 -luontotyyppien tila (LA)	järjestys: 1, 2 tai 3	Luontotyypin uhanalaisuus	Ympäristöministeriö	E
Luontotyyppien EU-priorisointi (LA)	järjestys: 1 tai 2	Luontotyypin arvo EU:n mittakaavassa	EU luontodirektiivi	E
Maankäyttöluokka* (LU + LA)	järjestys: 1, 2 tai 3	Alueen suojelustatus pitkällä tähtäimellä	Metsähallitus LTI	E

Tulosten jälkikäsitteilyä varten tuli korkean priorisaation alueet pystyä tunnistamaan. Tunnistamiseen käytettiin valtion hallinnoimien suojelualueiden, yksityisten suojelualueiden ja koskien suojelualueiden tietokantoja (CSC -Tieteen tietotekniikan keskus) sekä Maanmittauslaitoksen Kansalaisen karttapaikka -tietopalvelua (Maanmittauslaitos) ja Metsähallituksen Retkikartta.fi-palvelua (Metsähallitus). Tieteen tietotekniikan keskuksen

aineistot olivat ladattavissa tutkimus- ja opetuskäyttöön suunnitellusta PaiITuli aineistojen jakelupalvelusta Helsingin yliopiston tunnuksilla ja Kansalaisen karttapaikka sekä Retkikartta.fi -palvelut ovat Internetissä vapaasti kaikkien saatavilla olevia palveluita.

Aineiston käsittelyyn ja tulosten tarkasteluun käytettiin kaupallisen **Arc-GIS -paikkatietojärjestelmäohjelmiston** versioita 9.3.1. ja 10. (www.esri.com). Paikkatietojärjestelmä eli Geographic (tai geospatial) information system, GIS, on joukko työkaluja, joita voidaan käyttää paikkaan sidotun aineiston taltioimiseen, käsittelyyn, analysointiin ja esittämiseen (Tokola ym. 2000, ESRI). Sen avulla voidaan esittää asioita ymmärrettävämmin, koska numeerinen tieto saadaan visualisoitua kartoiksi.

2.2.1 Luontotyyppi-inventointiaineisto

Opinnäytetyön pääaineisto, luontotyyppi-inventointiaineisto (myöhemmin LTI), on tallennettu Metsähallituksen vuodesta 2001 lähtien ylläpitämään SutiGis-paikkatietojärjestelmään, jossa sitä täydennetään jatkuvasti Metsähallituksen tarpeiden mukaan (Metsähallitus 2010a). Noin 8 miljoonan hehtaarin aineiston perusyksikkönä on maastokuvio, jonka perusteena käytetään kasvupaikkatietoa ja puuston ominaisuuksia sekä luonnonsuojelualueilla joiltain osin tarkempaakin luontotyyppitietoa. Aineisto sisältää tietoa muun muassa maastokuvioiden biologiasta, ekologiasta, geologiasta ja rakenteellisiin ominaisuuksiin liittyvistä asioista (Metsähallitus 2010b, Vesterbacka 2010). Aineiston käyttämisestä tehtiin sopimus, jossa osapuolina ovat Helsingin yliopistossa professori Atte Moilanen ja Metsähallituksessa Jyrki Määttä. Käytetty aineisto on päivitetty keväällä 2010, ja se kattaa Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnoimat alueet.

Tutkimusalueen alueiden luontoarvoja tutkittiin LTI-aineistoon kirjattujen Natura 2000 –direktiiviluontotyyppitietojen perusteella (taulukko 1). Tutkimusalueella esiintyy 68 erilaista Natura 2000 -direktiiviluontotyyppiä (myöhemmin Natura 2000 -luontotyyppi), joiden on EU:nluontodirektiivissä 92/43/ETY määritelty olevan joko uhanalaisia niiden luontaisella levinneisyysalueella, luontaisesti pienellä alueella esiintyviä tai erityisen edustavia.

Luontotyypeistä 20 on EU:n ensisijaisesti suojeltavaa luontotyyppiä (Luontodirektiivi 92/43/ETY artikla 1d), mikä tarkoittaa, että EU on niiden suojelusta erityisvastuussa, kun otetaan huomioon niiden luontaisen levinneisyysalueen osuus EU:n alueella. Natura 2000 -luontotyypit jakautuvat seitsemään pääluokkaan Metsähallituksen SutiGis-maastotyöohjeen (2010) mukaisesti: 1) merenrannikon luontotyypit, 2) sisävesien luontotyypit, 3) nummet, niityt ja pensaikot, 4) tunturit, 5) suot, 6) kallioiset luontotyypit ja 7) metsät. Kaikkein pienialaisin luontotyyppi on taarnaluhtaletot (0,002 km²) ja suurin luonnonmetsät (9739km²). Pääluokkien tunnusluvut on esitelty taulukossa 2 ja kaikki luontotyypit erikseen liitteessä 1. Aineiston tulkinta tapahtui Metsähallituksen luontopalveluiden ympäristö- ja laatujärjestelmä SutiGisin maastotyöohjeen (2010) mukaisesti. 10,4 % :ssa kuvioiden yhteenlasketusta pinta-alasta on aineistoon merkitty samaan maastokuvioon kaksi luontotyyppiä, minkä vuoksi alla esitetyn taulukon 2. pääluokkien pinta-ala on 10 % tutkimuksen kokonaispinta-alaa suurempi.

Taulukko 2. Tutkimuksessa käytettyjen Natura 2000 -luontotyyppien pääluokkien tunnusluvut.

	Luontotyyppiä	km ²	Osuus koko tutkimusalueesta
Merenrannikon luontotyypit	20	104	0.3 %
Sisävesien luontotyypit	7	4516	12.6 %
Nummet , niityt ja pensaikot	11	10	0.03 %
Tunturit	7	11967	33.4 %
Suot	9	10327	28.9 %
Kallioiset luontotyypit	3	602	1.7 %
Metsät	11	11962	33.4 %
Luontotyyppiä yhteensä	68	39487	110.4 %
Tutkimusalueen pinta-ala		35786	100.0 %

Tärkein LTI-aineistosta valittu tieto oli arvio maastokuvioiden Natura 2000 - luontotyyppien edustavuudesta ja luonnontilaisuudesta. Kaikki tehdyt analyysit perustuivat tähän laatu kuvaavaan tietoon. Arvio on tehty jokaiselle maastokuvioille ja se ilmentää maastokuvion tilaa tällä hetkellä verrattuna luontotyyppin ideaaliseen esiintymään. Poikkeamat Natura 2000 - luontotyyppin ideaalityypistä voivat olla joko ihmisen toiminnasta ja/tai luontaisista syistä johtuvia, ja ne voivat liittyä esiintymän pienuuteen, poikkeavaan lajistoon tai luontotyyppin

kannalta epäsuotuisiin ympäristöoloihin (Airaksinen & Karttunen 2001, Vesterbacka 2010). Niin kutsutuille kompleksiluontotyypeille, eli monen luontotyypin yhdistelmille, kuten keidassoille, on ilmoitettu arvio koko alueelle samalla arvolla. Maastokuvioiden saamat arvot muunnettiin luokkamuuttujista laatumuuttujiksi liitteen 2 mukaisesti. Lisäksi LTI-aineistosta valittiin hierarkkista analyysiä varten maastokuviokohtainen maankäyttöluokka luokittelevaksi sekä laadulliseksi piirteeksi (luku 2.2.3, liite 4). Maankäyttöluokka kertoo alueen käyttötarkoituksen ilman Natura-luokitusta. Maankäyttöluokat vaihtelevat tiukasti suojelluiksi tarkoitetuista alueista (luonnonpuistot) heikommin suojeltuihin (erämaat) tai lähes suojelemattomiin alueisiin (yleinen vesialue).

LTI-aineistossa on puutteita ja ongelmia, jotka tunnetaan ja tunnustetaan Metsähallituksen sisällä. Aineistossa on puutteita erityisesti Pohjois-Suomen soilla, ongelmia tietojen paikkansa pitävyydessä rannikko- ja sisävesivesialueiden tiedoissa sekä eroja tarkkuudessa Pohjois-Suomen ja Etelä-Suomen välillä. Ongelmat tietojen paikkansapitävyydessä johtuvat vesiluontotyyppien inventointien vähäisyydestä ja erot tarkkuudessa maastoinventointien ja ilmakuvatulkintojen erilaisuudesta (sähköpostikeskustelu Tuomas Haapalehdon ja Elisa Pääkön kanssa 25.10.2011, Metsähallituksen luontopalvelut, Metsähallitus 2010b). Vesialueiden inventointien vähäisyys ja ilmakuvatulkinnat näkyvät aineiston rakenteessa siten, että pinta-alaltaan suuria alueita on merkitty yhdeksi saman arvon saaneeksi alueeksi, minkä vuoksi 0.009 % tutkimuksen maastokuvioista vastaa 25 %:ia tutkimusalueen pinta-alasta. Puutteita, ongelmia tai tarkkuuseroja ei huomioitu työtä tehdessä, vaan niiden vaikutukset ja tarvittavat jatkotoimenpiteet jätettiin Metsähallituksen asiantuntijoiden pohdittavaksi.

LTI-aineisto muunnettiin Metsähallituksen vektorimuotoisesta MapInfo-tiedosta ArcGIS:ssä käytettävään ESRI-shapefile –rasterimuotoon ogr2ogr-ohjelmalla (GDAL). Luodut rasterisolut vastaavat kukin maastossa 25 m x 25 m kokoista aluetta. Näin pieni resoluutiokoko on tärkeä, koska se parantaa tulosten todenmukaisuutta ja tekee tuloksista sitä kautta käyttökelpoisempia sekä mahdollistaa muun muassa kytkeytyvyyden huomioimisen käytännön hyötyjä silmällä pitäen (Arponen ym. 2012). Rasterisoluja oli kuitenkin miljoonia (aineiston koko tässä vaiheessa 1.6 teratavua), ja niiden analysoiminen olisi ollut erittäin hidasta. Analyysien sujuvuuden vuoksi 25 m x 25 m resoluution rasterisolut muunnettiin 200 m x 200 m rasterisoluiksi yhdistämällä 64 solua yhdeksi rasterisoluksi ja summaamalla solujen tiedot. Nämä

luodut 0.04km²:n rasterisolut toimivat tutkimuksen perusyksikkönä. Ne ovat kooltaan hyödyllisiä myös tulosten jatkokäytön kannalta, koska ne ovat hyvin samankokoisia käytännön työn kohteiden, maastokuvioiden (keskikoko 0.075km²), kanssa (Metsähallitus 2010b, Arponen 2012). Rasterisolujen yhdistämisessä saatiin alkuperäinen rasterisolujen sisältämä tieto säilymään suuremman solun alueella, ja vain tiedon sijoittuminen muuttui epätarkemmaksi. Lopuksi aineisto viimeisteltiin tutkimuksessa käytetyn Zonation-ohjelmiston vaatimusten mukaisiksi (liite 5). Piirrekerrosten kulmakoordinaateiksi määriteltiin koko Suomi koordinaatein YKJ '3159087.5 6620037.5 3733287.5 7779537.5'. Lopulliset luontotyyppien piirrekerrokset (200m x 200m rasterikoolla) olivat jokainen kooltaan 16,6 miljoonaa rasterisolua. Näistä soluista vain osa sisälsi tietoa riippuen luontotyyppin yleisyydestä (harvinainen vs. laajalla alueella esiintyvä luontotyyppi). Harvinaisimmat luontotyypit sisälsivät tietoa vain yhdessä solussa ja yleisin luontotyyppi 387 577 solussa. Kaikki luontotyypit yhteenlaskettuna sisälsivät 1 024 695 tietoa sisältävää rasterisolua.

2.2.2 Natura 2000 -luontotyyppien välinen samankaltaisuusmatriisi

Natura 2000 -luontotyyppien välistä samankaltaisuusmatriisia käytettiin tämän opinnäytetyön tärkeimmässä kytkeytyvyystoiminnossa. Tässä toiminnossa alueiden kytkeytyvyys toisiinsa tuotiin esiin niiden etäisyyden ja alueilla esiintyvien luontotyyppien samankaltaisuuden perusteella. Samankaltaisuuden perusteena pidettiin luontotyyppien välistä vuorovaikutussuhdetta. Natura 2000 -luontotyyppien väliset samankaltaisuudet arvioitiin asiantuntijatyönä. Arviointi perustui Natura 2000 -luontotyyppioppaaseen (Airaksinen & Karttunen 2001). Mitä samankaltaisempia lajistoltaan ja ekologiaaltaan luontotyypit ovat, sitä suurempi on niiden välinen vuorovaikutus (taulukko 3). Metsäiset luontotyypit ovat keskenään samankaltaisempia, joten niiden välinen vuorovaikutus on suurempi kuin niiden vuorovaikutus esimerkiksi kallioisten luontotyyppien kanssa.

Taulukko 3. Luontotyyppien välisen samankaltaisuuden arvojen perusteet

Arvo	Vierekkäisten kuvioiden luontotyyppien välinen vuorovaikutussuhde
0	Luontotyypeillä ei ole vaikutusta toisiinsa
0.3	Luontotyypit vaikuttavat toisiinsa vähäisesti, esim. veden alla ja päällä
0.5	Luontotyyppien välillä on jonkinlainen positiivinen vuorovaikutussuhde
0.7	Luontotyypit tukevat toisiaan voimakkaasti
1	Luontotyypit tukevat toisiaan täydellisesti, kuvioiden voidaan sanoa ylläpitävän toisiaan, yleensä sama luontotyyppi

Samankaltaisuusarvoista rakennettiin **samankaltaisuusmatriisi**, *community similarity matrix*, (taulukko 4 ja liite 3). Matriisit tehtiin kaikille luontotyypeille yhdessä (68 x 68 luontotyyppi-interaktiota) ja luontotyyppien pääluokille erikseen. Matriisi ei ole symmetrinen, eli luontotyyppien vaikutukset toisiinsa eivät ole aina samankaltaiset kumpaankin suuntaan. Näin ollen arvo tarkoittaa voimakkuutta, jolla matriisin sarakkeen luontotyyppi vaikuttaa matriisin rivin luontotyyppiin (Lehtomäki ym. 2009, Moilanen ym. 2011). Taulukko 4 kuvaa kallioisten luontotyyppien samankaltaisuutta. Loput matriisit ovat liitteenä 3 Vain soille ja metsille tehtiin samankaltaisuusmatriisit myös suhteessa toisiinsa. Muille annettiin samankaltaisuusarvoksi 0 suhteessa muihin kuin oman pääluokkansa luontotyypeihin.

Taulukko 4. Kallioisten luontotyyppien välinen samankaltaisuusmatriisi. Esimerkiksi kalkkikalliot tukevat toisiaan täydellisesti, arvo = 1 ja silikaattikalliot tukevat kalkkikallioita voimakkaasti, arvo = 0.7.

Kallioiset luontotyypit	Kalkkikalliot	Silikaattikalliot	Kallioiden pioneerikasvillisuus
Kalkkikalliot	1.0	0.7	0.3
Silikaattikalliot	0.7	1.0	0.3
Kallioiden pioneerikasvillisuus	0.3	0.3	1.0

2.2.3 Luontotyyppien hierarkkinen jako

Hierarkiajalla jaetaan tutkimuksessa käytettävä aineisto luokkiin jonkin laadullisen luokittelevan muuttujan perusteella. Tällöin kunkin luokan sisällä aineisto on tämän luokittelevan muuttujan suhteen tasa-arvoinen mutta muihin hierarkiatasoihin verrattuna huonompi tai parempi. Tällainen aineiston luokittelu voi olla tarpeellinen esimerkiksi tutkittavien alueiden eriarvoisuuden ilmentämisen vuoksi.

Tässä opinnäytetyössä hierarkiatasojen avulla ilmenettiin alueiden suojelustatuksen vahvuuden vaikutusta tuloksiin. Tutkimusalue koostuu aikaisemmalta käyttötarkoitukseltaan hyvin erilaisista alueista, jotka kaikki on sittemmin luokiteltu Natura 2000 -luontotyypeiksi. Natura 2000 -luokitus antaa alueiden luontoarvoille luonnonsuojelulain mukaisen suojan (LSL 1096/1996), mutta alueen aikaisemmasta käyttötarkoituksesta riippuen sen suojeltuihin sekä muihin luontoarvoihin kohdistuu erivahvuisia käyttöpaineita. Käyttöpaineet liittyvät alueen tarjoamiin resursseihin, joihin ihmiskunta haluaa yleensä jossain vaiheessa päästä käsiksi. Tällainen suojeltujen alueiden tai resurssien käyttöönotto on joissain maailman kolkissa normaalia arkipäivää, ja sitä tapahtuu myös Suomessa (Margules & Pressey 2000, Hildén ym. 2009, Mascia & Pailler 2011).

Hierarkiatasot määräytyivät alueiden aikaisemman käyttötarkoituksen mukaisesti, mitä ilmensi LTI-aineistoon kirjattu maastokuvioiden maankäyttöluokitus. Maankäyttöluokkien jako hierarkiatasoihin (liite 4) tehtiin asiantuntijatyönä. Maankäyttöluokkien jakoon ei ole yksiselitteistä ratkaisua, koska kuvattavan asian, tässä tapauksessa luontoarvon, riippuvuus muuttujasta, tässä tapauksessa maankäyttöluokasta, ei ole suoraviivaista. Valittu jako on tätä opinnäytetyötä varten koottu ratkaisu, joka perustuu voimakkaimmin alueiden lainsäädännölliseen asemaan.

Hierarkiatasoja on neljä, ja niiden sisällöt on esitetty liitteessä 4. **Korkein hierarkiataso (taso 4)**, kooltaan 12 972 km² (36 % koko tutkimusalueesta), koostui perustetuista valtion luonnonsuojelualueista, joista suurimmat yksittäiset ryhmät olivat kansallispuistot, soidensuojelualueet ja luonnonpuistot. Suurin osa näistä alueista on määritelty luonnonsuojelulaissa (LSL 10§). **Toiseksi korkein hierarkiataso (taso 3)**, kooltaan 18 757 km² (52 % koko tutkimusalueesta), muodostuu muista suojelualueista, joista suurin yksittäinen ryhmä

ovat erämaa-alueet. Erämaa-alueet on perustettu alueiden erämaaluonteen säilyttämiseksi, saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaamiseksi sekä luonnon monipuolisen käytön kehittämiseksi, kuitenkin niin, että luonnon monimuotoisuus säilyisi (EML 1§). Näin ollen erämaa-alueiden maankäyttö on kevyttä tai sitä ei ole, mutta alueiden suojelustatus ja sitä kautta tulevaisuus on epäselvä (Gustafsson ym. 2002, Heinonen 2007, Lilja-Rothsten 2011). **Toiseksi matalimman hierarkiataason (taso 2)**, kooltaan 1250 km² (3 % koko tutkimusalueesta), muodostavat suojelemattomat alueet, joilla on neutraali tai positiivinen vaikutus luontoarvojen säilymiseen. Käytännössä tämä koko hierarkiataaso koostuu virkistysmetsistä. **Matalin hierarkiataaso (taso 1)**, 2809 km² (8 % koko tutkimusalueesta), koostuu alueista, joilla ei ole suojelumerkitystä tai se on negatiivinen. Suurin osa alueesta kuuluu ”julkisten hallintotehtävien muihin alueisiin”. Näiden hierarkiataasojen perusteella tehtiin Zonation-analyysin kulkua määrittelevä rajoitinkerros, jolla jokainen rasterisolu merkittiin sillä hierarkiataason numerolla, jolle alue kuului: 1,2,3 tai 4. 1 annettiin matalimman hierarkiataason alueille, 2 toiseksi matalimmalle, 3 toiseksi korkeimmalle ja 4 korkeimmalle. Tätä rajoitinkerrosta käytettiin Zonationin hierarkkisessa analyysissä. Rajoitinkerroksen toiminta on esitelty luvussa 2.6 hierarkkinen analyysi. Taulukossa 5 on esitetty pääluokkien jakautuminen hierarkiataasoille ja Natura 2000 -luontotyyppien jakautuminen hierarkiataasoille on liitteenä 1.

Taulukko 5. Luontotyyppien pääluokkien jakautuminen (km²) hierarkiataasoille. Taso 4(%) = osuus luontotyyppipääluokasta, jonka suojelustatus on voimakkain, eli alueet, jotka sijaitsevat luonnonsuojelualueilla.

Luontotyypit hierarkiatasoittain (km ²)					
Luontotyypit	Taso 1 (matalin)	Taso 2	Taso 3	Taso 4 (korkein)	Taso 4 (%)
Merenrannikon luontotyypit	0.5	0.0	69.7	33.8	26.0
Sisävesien luontotyypit	556.2	1375.0	2150.2	434.1	44.0
Nummet niityt ja pensaikot	0.0	0.0	5.8	4.0	46.8
Tunturit	1438.8	54.7	7917.9	2555.4	14.2
Suot	388.0	69.9	4888.2	4980.6	48.9
Kallioiset luontotyypit	71.6	7.2	370.4	152.9	21.7
Metsät	601.3	414.8	5046.7	5899.5	44.6

2.3 Tutkimusmenetelmät

Tämän tutkimuksen eri analyysit ilmensivät alueiden luontoarvojen eroja suhteessa toisiinsa. Alueiden luontoarvot laskettiin ja merkittävien luontoarvokeskittymien valinta tehtiin asiantuntijatyön tukemana suojelualueiden priorisointiin suunnitellulla **Zonation-ohjelmistolla**. Ohjelmistosta oli käytössä versiot 2.0 ja 3.0 *beta* (Moilanen ym. 2011). Zonation on suojelutoimien maantieteelliseen kohdentamiseen ja arvottamiseen tehty tietokoneohjelmisto, joka on suunniteltu asiantuntijatyön avuksi. Zonation-ohjelmiston mahdollistama alueiden suojelukäyttöön arvottamisen menetelmä tarjoaa suojelun suunnittelulle keinon, joka vastaa tämän hetkisiin hallinnollisiin että tutkimuksellisiin käytännön tarpeisiin. Sen avulla voidaan siirtyä varsinkin yksittäisille lajeille tai luontotyypeille kohdennetusta perinteisemmästä lähestymistavasta kohti sellaisten kokonaisten maisemien suojelua, jotka pystyvät ylläpitämään kokonaisia lajiryhmiä tai luontotyyppiryhmittymiä (Moilanen ym. 2005). Menetelmä on hyödyllinen myös koska huomio on siirtymässä hallinnollisella puolella alueiden suojeluun saattamisesta niiden tehokkaaseen ja tuloksekkaaseen hoitoon (Heinonen 2007). Zonationin peruseriaatteita ovat alueiden toisiaan täydentävyys eli komplementaarisuus, tutkimusalueen priorisointi aloittaen koko maisemasta ja edeten kohti kaikista arvokkaimpia alueita, eli käänteinen iterointi, ja tutkittavien piirteiden arvon normalisointi suhteessa menetettyyn pinta-alaan jokaisen poiston jälkeen. Ohjelmassa käytettävä perusyksikkö on rasterisolku. Zonation laskee jokaiselle solulle rankingarvon, joka kuvaa solun suojeluarvon. Tässä tutkimuksessa tätä arvoa kutsutaan nimellä solun **luontoarvo**. Luontoarvolla tarkoitetaan mitattavaa asiaa, joka kertoo kohteen suojelun tärkeydestä ja menetyksen suuruudesta, jos alue jostain syystä tuhoutuu. Zonation-ohjelmiston toimintaperiaate on selostettu tarkemmin liitteessä 5.

Tässä opinnäytetyössä aineisto analysoitiin seuraavin Zonationin säädin: 1) Korkean biologisen luontoarvon selvittämiseksi Zonation-ajoissa käytettiin ”basic core area Zonation” -solujen poistamisen sääntöä, jonka tavoitteena on säilyttää tasapuolisesti hyvälaatuisina esiintymisalueita kaikille luontotyypeille. Tällä toiminnolla vältettiin harvinaisille luontotyypeille tärkeiden alueiden korvautuminen alueilla, joissa esiintyy paljon, mutta yleisempiä, luontotyyppisiä. 2) Tutkimuksen nopeuttamiseksi analyysit tehtiin poistaen 100 huonoimman arvon saanutta solua kerrallaan (WARP-factor = 100). 3) Tutkimuksen nopeuttamiseksi ja

kytkeytyvyyden lisäämiseksi analyyseissä käytettiin Edge Removal –toimintoa. 4) Alueiden välistä kytkeytyvyyttä ilmennettiin monen piirteen välisen kytkeytyvyystoiminnon avulla (Moilanen ym. 2011).

Tässä opinnäytetyössä otettiin kytkeytyvyys huomioon kahdessa eri analyysivaiheessa yhteensä kolmella eri tavalla. Kaksi ensimmäistä tapaa vaikuttavat solujen poistojärjestykseen analyysiä tehdessä. 1) Kaikissa analyyseissä käytettiin solujen poistamiseen Edge Removal -toimintoa, joka määrää ohjelman valitsemaan poistettavat solut sellaisten solujen joukosta, jotka sijaitsevat reunalla eli eivät ole täysin muiden solujen ympäröimänä. Tämä toiminto lisää alueiden yhtenäisyyttä, koska eristyksissä olevat solut poistettiin herkemmin (Moilanen ym. 2011). 2) Alueiden välistä kytkeytyvyyttä ilmentävissä analyyseissä käytettiin Natura 2000 -luontotyyppien välisiä samankaltaisuusmatriiseja, joiden avulla otettiin huomioon alueiden luontotyyppien samankaltaisuus. Alueiden välisen kytkeytyvyyden avulla pystyttiin ilmentämään ympäristön vaikutusta paikalliseen laatuun. 3) Automaattisessa maisemien tunnistamisen lisäanalyyseissä vaikutettiin valituiksi tulleiden hoitomaisemien kytkeytyvyyteen määrittelemällä maisemaan sisältyvien solujen samankaltaisuuden kriteerit hyvin väljiksi. Asia on selitetty tarkemmin omassa kappaleessaan 2.5.2. Kaikki kytkeytyvyystoiminnot valitsivat alueita Zonationin peruseriaatteita noudattaen.

2.3.1 Luontotyyppien painottaminen

Tutkittavien piirteiden, tässä opinnäytetyössä Natura 2000 -luontotyyppien, painottaminen tarkoittaa aineiston käsittelyä siten, että eri piirteet eivät ole enää samanarvoisia keskenään aineistoa analysoitaessa. Painottamalla voidaan siis korostaa tai pienentää haluttujen piirteiden arvoa (Moilanen ym. 2011). Painotuksia voidaan tehdä esimerkiksi piirteiden merkittävyyden, haitallisuuden, kalleuden tai aineiston luotettavuuden mukaan, ja ne perustuvat usein asiantuntijamielipiteeseen ja sitä kautta tutkittuun tietoon. Piirteiden painottaminen on tarpeellista, koska todellisuudessa piirteet ovat usein merkitykseltään ja tärkeydeltään erilaisia

suhteessa toisiinsa ja tämän tulisi ilmetä myös piirteiden perusteella tehtävässä alueiden valinnassa tai arvottamisessa (Vane-Wright ym 1991, Arponen ym. 2005).

Tässä opinnäytetyössä luontotyyppien painottamisella huomioitiin luontotyyppien tärkeys biodiversiteetille, luontotyyppien suojelutilanne ja sitä kautta uhanalaisuus sekä EU:n erityisvastuu luontotyyppien säilymiseksi myös jälkipolville. Käytännössä tämä tarkoitti, että piirrekerroksille annettiin Zonation-analyyseja varten painoarvot, jotka vaikuttivat solujen poistamisjärjestykseen.

Painoarvo W (kaava 1) muodostui kolmesta muuttujasta: luontotyyppien suojelun tärkeydestä EU:n mittapuulla (EU), luontotyyppien lajiston uhanalaisuudesta eli alueen biodiversiteettiärvosta (BD) ja luontotyyppien suojelutason kokonaisarviosta (ST). Jokaiselle luontotyyppille laskettiin oma painoarvonsa kaavan 1 mukaisesti. Kaava normalisoi yksittäisen luontotyyppien painoarvon sen oman pääluokan yhteenlasketuilla EU-arvoilla EU_{tot} . Painoarvon laskeminen oli kaksivaiheinen toimitus: ensimmäisessä vaiheessa selvitettiin kokonaispainoarvon muodostavien muuttujien arvot ja toisessa vaiheessa laskettiin lopullinen painoarvo. Painoarvojen laskentakaavan kehitti professori Atte Moilanen tätä tutkimusta varten. Painoarvoissa otettiin huomioon luontotyyppien ajallinen muutos menneisyydestä nykypäivään kahden muuttujan kohdalla: sekä biodiversiteettiärvossa että suojelutason kokonaisarviossa. Näissä on arvioita tehtäessä verrattu lajien ja luontotyyppien esiintymiä ja tilaa menneisyyteen ja otettu huomioon mahdolliset tulevaisuuden uhkatekijät.

Kaava 1. Natura 2000 -luontotyyppien painoarvon muodostuminen

$$W = \frac{[EU * (BD + ST)]}{EU_{tot}}$$

Painoarvot vaihtelivat välillä 0.083 ja 1. Näin ollen painoerot olivat suurimmillaan 12-kertaisia. Pienimmät painoarvot saivat kivikkorannat ja kasvipeitteiset merenrantakalliot ja suurimman kalkkikalliot. Kaikkien luontotyyppien muuttujien annetut arviot sekä niiden perusteella lasketut painoarvot on esitetty liitteessä 6.

2.3.1.1 Suomen lajien uhanalaisuus: Punainen kirja 2010

Luontotyyppien tärkeyttä biologiselle monimuotoisuudelle kuvattiin Suomen lajien uhanalaisuuden arvion avulla (Rassi ym. 2010). Tämän yhteenvedon ympäristötyypiluokittelu vastasi hyvin Natura 2000 -luontotyyppien luokittelua. Natura 2000 -luontotyyppien pääluokat saivat biodiversiteetti-arvonsa sen mukaan, kuinka suuri osuus kaikista uhanalaisista lajeistamme käyttää tätä ympäristötyyppiä ensisijaisena elinympäristönään (taulukko 5).

Uhanalaisuusarviointi ottaa huomioon eri elinympäristöjen lajistoon kohdistuvat riskit, minkä vuoksi ei ole pelkoa siitä, että suojelemalla alueita, joilla elää paljon uhanalaisia lajeja, menetettäisiin suuri joukko yleisiä lajeja (Rassi ym. 2010).

Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnin tiedot (Rassi ym. 2010) muunnettiin prosenteista luokkiin seuraavasti: 1 = ympäristötyyppiä käyttää noin 10 % tai alle 10 % Suomessa esiintyvistä uhanalaisista lajeista ensisijaisena elinympäristönään, 2 = ympäristötyyppiä käyttää noin 20 % Suomessa esiintyvistä uhanalaisista lajeista ensisijaisena elinympäristönään ja 3 = ympäristötyyppiä käyttää enemmän kuin 30 % Suomessa esiintyvistä uhanalaisista lajeista ensisijaisena elinympäristönään. Arvoa ei käytetty yksinään missään analyysissä, vaan se on osa luontotyyppin saamaa kokonaispainoarvoa (luku 2.3.1, liite 6).

Taulukko 6. Natura 2000 -luontotyyppien biodiversiteetti-arvon muodostuminen. % = osuus Suomen uhanalaisista lajeista, jotka käyttävät elinympäristöä ensisijaisena elinympäristönään.

Natura 2000 -luontotyyppipääluokka	Vastaava elinympäristö Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnissa	%	Painoarvo
Merenrannikon luontotyytit	Rannat	12,9	1
Sisävesien luontotyytit	Vedet	6,6	1
Nummi- niitty- ja pensasluontotyytit	Perinneympäristöt	23,2	2
Tunturiluontotyytit	Tunturipaljakat	5,7	1
Suoluontotyytit	Suot	4,6	1
Kallioiset luontotyytit	Kalliot	10,1	1
Metsäluontotyytit	Metsät	36,2	3

2.3.1.2 Natura 2000 -luontotyyppien suojelutason kokonaisarvio

Luontotyyppien suojelun tilan ilmentäminen tämän tutkimuksen analyyseissä on tärkeää, koska luontotyyppien olemassaolo nyt sekä säilyminen ja menestyminen tulevaisuudessa ovat lähtökohta siitä riippuvaiselle lajistolle. Natura 2000 -luontotyyppien vointia ja uhanalaisuutta kuvattiin Natura 2000 -luontotyyppien suojelutason kokonaisarviointin avulla.

Kokonaisarviointilla tarkoitetaan Suomen raporttia Euroopan unionin komissiolle luontodirektiivin toimeenpanosta kaudelta 2001–2006 (Ympäristöministeriö 2007).

Sanallinen suojelutason tilan kokonaisarvio muunnettiin yhdeksi numeeriseksi arvoksi. Muunnosmenetelmä ei huomionnut pinta-alan muutosta historiasta nykypäivään, mutta tämä asia on jo otettu huomioon luontotyyppien suojelutason tila-arviointia tehtäessä. Monille luontotyypeille oli kaksi eri tila-arviota: arviot erikseen boreaaliselle ja alpiiniselle alueelle, joista boreaalinen sisältää Suomessa kaikki muut metsäkasvillisuusvyöhykkeet paitsi Tunturi-Lapin (kuva 2). Tällöin luontotyypin numeerisen arvon ratkaisi se, kumpaa *esiintymis*aluetta, boreaalista vai alpiinista, oli pinta-alaltaan enemmän. Suojelutason arvon perustaksi valittiin esiintymisalue levinneisyysalueen sijaan, koska se kertoo luontotyypin todellisen tunnetun yhteenlasketun pinta-alan, kun levinneisyysalue määrittää laajemmin aluetta, jolla luontotyyppiä tavataan (Ympäristöministeriö 2007). Tila-arviot muunnettiin seuraavasti: 1 = luontotyypin tila-arvio on *suotuisa*, minkä tulkittiin tarkoittavan, että luontotyypin suojelutilanne on hyvä; 2 = luontotyypin tila-arvio on *epäsuotuisa riittämätön*, minkä tulkittiin tarkoittavan, että luontotyypin suojelutilanne on heikentynyt, ja 3 = luontotyypin tila-arvio on *epäsuotuisa huono*, minkä tulkittiin tarkoittavan, että luontotyypin suojelutilanne on erittäin huono, eli luontotyyppi on tällä hetkellä ja sitä kautta myös tulevaisuudessa suorastaan uhanalainen. Luontotyyppien, joiden tila-arvioksi oli määritelty *ei tiedossa*, määriteltiin varovaisuusperiaatteen mukaisesti kuuluvan alimpaan, *epäsuotuisa huono*, kategoriaan. Esimerkiksi palsasoiden tila Suomessa boreaalisella vyöhykkeellä on *epäsuotuisa huono* ja alpiinisella *epäsuotuisa riittämätön*. Palsasoita esiintyy boreaalisella vyöhykkeellä 15 km² ja alpiinisella alueella 402 km², ja näin ollen palsasuot saivat luontotyypin suojelutilan arvoksi 2 alpiinisten alueiden suuremman pinta-alan mukaan. Kaikista luontotyypeistä 16 %:n tilan on arvioitu olevan *suotuisa*, 53 %:n *epäsuotuisa riittämätön* ja 31

%:n epäsuotuisa huono (liite 6). Tätä arviota ei käytetty yksinään missään analyysissä, vaan se oli kaavan 1 mukaisesti osa luontotyyppin saamaa kokonaispainoarvoa.

2.3.1.3 Euroopan Unionin ensisijaisesti suojelamat luontotyypit

Tutkimusalueella esiintyviä EU:n ensisijaisesti suojeltavia luontotyyppisiä (Luontodirektiivi 92/43/ETY artikla 1d) ovat rannikon laguunit, merenrantaniityt, kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit, variksenmarjadyynit, runsaslajiset jäkkiniityt, runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt, alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot, lehdes- ja vesaniityt, keidassuot, taarnaluhtaletot, huurreammallähteet, aapasuot, palsasuot, luonnonmetsät, jalopuumetsät, maankohoamisrannikon primäärisukessiovaiheiden luonnontilaiset metsät, metsäluhdut, raviini- ja rinnelehdot, puustoiset suot ja tulvametsät. Näille kahdellekymmenelle luontotyyppille annettiin luontotyyppien painoarvon laskemisessa korkeampi arvo kuin lopuille 48 luontotyyppille; EU:n ensisijaisesti suojelomille luontotyyppille annettiin arvo 2 ja muille arvo 1. Tätä painokerrointa ei käytetty yksinään missään analyysissä, vaan se oli kaavan 1 mukaisesti osa luontotyyppin saamaa kokonaispainoarvoa.

2.4 Perusanalyysien säädöt

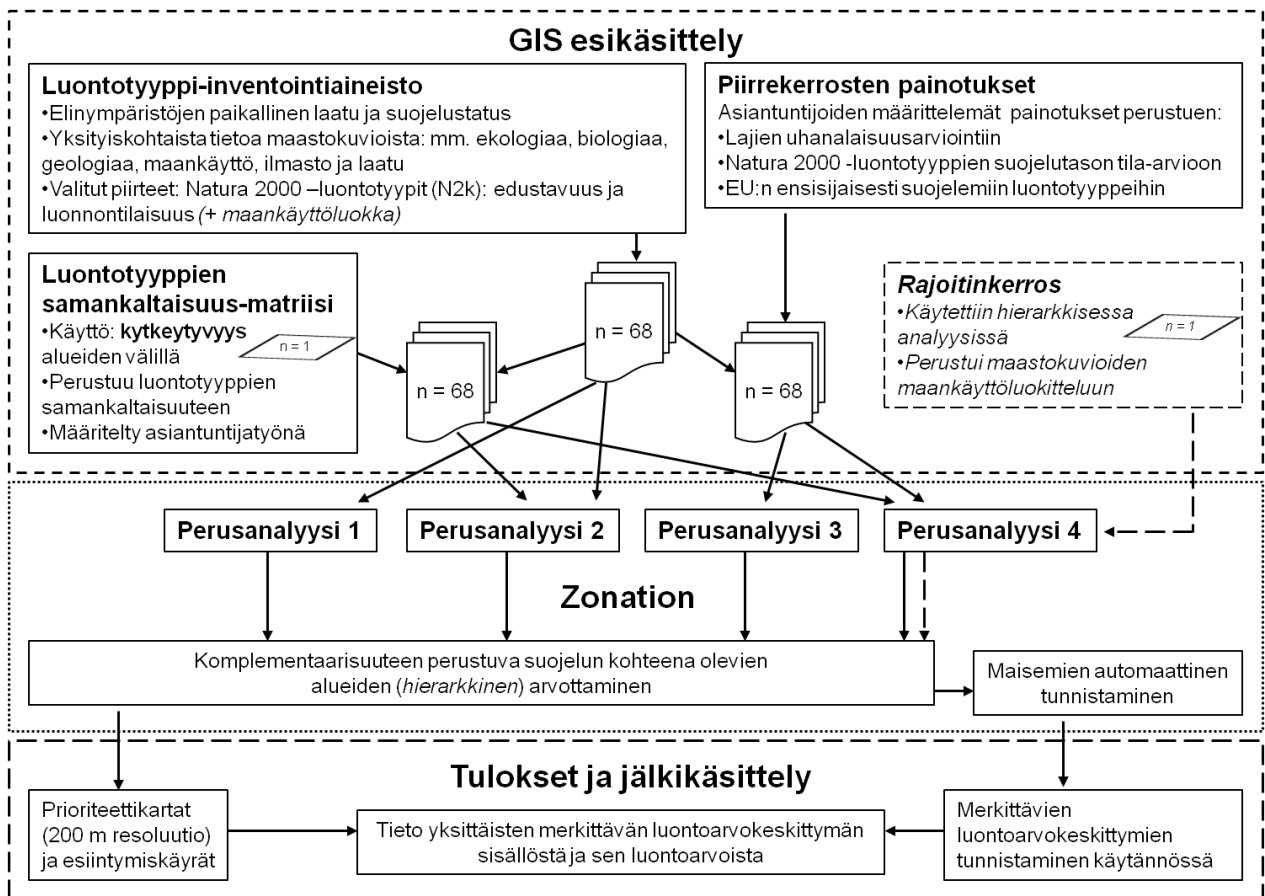
Alueiden kaikki tutkitut ominaisuudet saadaan esille samassa analyysissä, kun huomioidaan kaikki muuttujat kerralla. Tuloksesta voi olla kuitenkin vaikeaa ymmärtää, mitkä asiat ovat edesauttaneet alueiden priorisaation suuruuden muodostumista. Tulosten vertaamista ja ymmärtämistä helpottamaan tehtiin jokaisesta analyysistä neljä versiota (taulukko 7, kuva 6). Analyysit aloitettiin perustilanteesta (perusanalyysi 1) ja tähän lisättiin yksi muuttujia kerrallaan (perusanalyysit 2 ja 3) ja lopulta nämä yhdistettiin (perusanalyysi 4). Samat analyysivariantit tehtiin sekä kaikille luontotyyppipäälukille erikseen ($4 \times 7 = 28$ analyysiiä) että kaikille

luontotyypeille yhdessä (4 analyysiä). Analyysit eroavat järjestysnumeroltaan seuraavasta analyysistä aina yhden muuttujan osalta. **Perusanalyysi 1.** ilmensi paikallista laatua, **perusanalyysi 2.** ilmensi alueiden välistä kytkeytyvyyttä, **perusanalyysi 3.** ilmensi alueiden erityisarvoja ja **perusanalyysi 4.** ilmensi alueiden välistä kytkeytyvyyttä ja alueiden erityisarvoja. Analyyseistä tärkein oli neljäs perusanalyysi, jonka tuloksia käytettiin muun muassa merkittävien luontoarvokeskittymien tunnistamisessa (luku 2.5.2).

Taulukko 7. Perusanalyysiversiot

Kytkeytyvyys luontotyyppien samankaltaisuuteen perustuen:	Luontotyyppien painoarvo: EI HUOMIOITU	Luontotyyppien painoarvo: HUOMIOIDAAN
EI HUOMIOITU	Perusanalyysi 1.	Perusanalyysi 3.
HUOMIOIDAAN	Perusanalyysi 2.	Perusanalyysi 4.

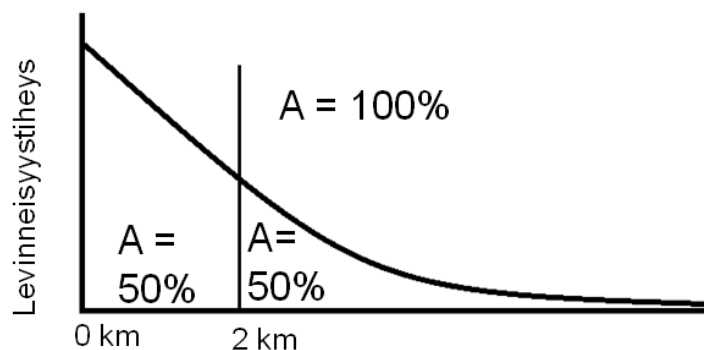
Alueiden välinen kytkeytyvyys otettiin huomioon perusanalyysissä 2 ja 4 (kuva 6) käyttämällä Zonationin monen piirteen välistä kytkeytyvyystoimintoa (*interaction connectivity method*), kuten Lehtomäki ym. (2009) ovat sen kuvanneet. Tämä toiminto pystyy laskemaan kohteen kytkeytyvyyden toiseen alueeseen ja kaikkiin muihin alueisiin samanaikaisesti alueiden välisen samankaltaisuuden perusteella. Kytkeytyvyyden ilmentäminen tällaisessa pieniresoluutioisessa analyysissä parantaa analyysin korkean luontoarvon alueiden yhtenäisyyttä, mikä on positiivinen asia tulosten jälkikäytön kannalta (Arponen ym. 2012). Käytännössä kytkeytyneisyystoiminnon vaikutus ilmenee analyysin lopputuloksessa seuraavasti: mitä samankaltaisemmat luontotyypit kahdella verrattavalla alueella on ja mitä lähempänä ne sijaitsevat toisiaan, sitä korkeamman arvon ne saavat lopullisessa tuloksessa. Tämä johtuu siitä, että lopputulos painottaa lähekkäisiä, yhtenäisiä ja mahdollisimman samankaltaisia alueita. Kytkeytyvyyden ilmentäminen ei kuitenkaan ohita Zonationin peruseriaatteita kuten komplementaarisuutta, esiintymisalueen normalisointia tai solujen poistosääntöjä, vaan säilyttää edelleen harvinaiset, vaikkakin eristyneet, luontotyyppiesiintymät analyysissä mahdollisimman pitkälle (Moilanen ym. 2011).



Kuva 6. Vuokaavio analyysien tekemisestä.

Kytkeytyneisyyttä ilmentäviä analyysejä varten luodut, luontotyyppien välistä samankaltaisuutta kuvaavat samankaltaisuusmatriisit otettiin analyyseissä huomioon etäisyyskernelin, eli leviämistodennäköisyyden kuvaajan, keskiarvolla 2 km. Etäisyyskernel on kytkeytyvyyden tärkeä osatekijä ja tarkoittaa alueiden etäisyyden kasvamisen myötä vaimenevaa kytkeytyvyysvastetta. Se kuvaa todennäköisyyksien tiheyskuvaajaa (kuva 7), joka voi kuvata esimerkiksi kasvin siemenen leviämistodennäköisyyttä jonkin välimatkan päähän emäkasvistaan. Yleensä todennäköisyys pudota lähelle emäkasvia on suuri ja pienenee kauemmas mentäessä (Clark ym. 1998). Etäisyyskernelin keskiarvolla tarkoitetaan tutkittavan piirteen leviämistodennäköisyyden kuvaajan sitä kohtaa, joka jakaa pinta-alan puoliksi (kuvassa 7 pystyviiva keskellä kuvaajaa), eli puolet uusille alueille tapahtuvista esimerkiksi lajin leviämistä tapahtuu emäkasvin ja 2 km:n välillä ja loput puolet yli 2 km:n päässä levittäytymiskohteesta. Todellisuudessa kahden luontotyyppin välillä olevalle kytkeytyneisyydelle ei ole selvärajaista

loppupistettä, ja niinpä etäisyyskernel on laskeva ja pitkähäntäinen (Hanski 1999). Lajien etäisyyskernelien yhdistelmät muodostavat eliöyhteisön tai luontotyypin etäisyyskerneleitä. Käytännössä tällaista kuvaajaa ei pystytä laskemaan, minkä vuoksi analyyseissä käytettiin etäisyyskernelin keskiarvona 2 km:ä kuten esimerkiksi Lehtomäki ym. (2009) ovat tehneet. Nyrkkisääntö Natura 2000 -luontotyyppien kytkeytyvyydessä on sama kuin edellä: mitä lähempänä ja mitä samanlaisempia toisen alueen luontotyypit ovat, sitä suurempi on alueiden välinen kytkeytyvyys.



Kuva 7. Luontotyypin leviämistodennäköisyyden kuvaaja. Kuvaajaan on merkitty leviämistodennäköisyyden mediaaniksi 2 kilometriä, mikä jakaa kuvaajan pinta-alan puoliksi.

2.5 Merkittävimpien luontoarvokeskittymien tunnistaminen

Merkittävä luontoarvokeskittymällä tarkoitetaan tässä tutkimuksessa yhtenäistä aluekokonaisuutta, joka voi koostua monesta lähekkäin sijaitsevasta erillisestä alueesta, siten että niitä voidaan pitää yhtenä kokonaisuutena niin hoidollisessa kuin luontoarvollisessakin mielessä. Merkittäväksi alueen tekee se, että keskittymän sisällä alueet ovat kytkeytyneitä toisiinsa, alueella esiintyy edustavasti sille tyypillinen lajisto ja alueen luontoarvot ovat omaleimaiset tai muuten erittäin arvokkaat (Hanski 1998, Hanski 2005). Merkittävien luontoarvokeskittymien tunnistaminen on tarpeen, sillä kaikkien luontoarvoja sisältävien alueiden hoitoon ei riitä aikaa tai muita resursseja, vaan on priorisoitava. Tällaisten luontoarvojen hoidon ja ylläpidon

prioriteettialueiden osoittaminen tuottaa suurimman hyödyn luontoarvojen suojelulle ja lisäämiselle (Margules ym. 2002).

Merkittäviä luontoarvokeskittymiä on perinteisesti valittu asiantuntijamielipiteenä. Tarkasteltavan tiedon lisääntyessä on asiantuntijamielipiteen tukena alettu hyödyntää tieteen tarjoamia mahdollisuuksia tutkimusmenetelmien kehittyessä (Margules ym. 2002). Tässä opinnäytetyössä tunnistettiin merkittävimmät Natura 2000 -luontotyyppien muodostamat luontoarvokeskittymät kahdella menetelmällä, joissa kummassakin käytettiin asiantuntijamielipiteeseen rinnastettavaa valintaa ja tieteen tarjoamia tutkimusmenetelmiä yhdessä, joskin eri tavoin ja eri mittakaavoissa. Merkittävät luontoarvokeskittymät tunnistettiin ensin silmämääräisesti ja toiseksi Zonation-ohjelmiston automaattista maisemien tunnistamisen työkalua käyttäen (*Landscape identification tool*, myöhemmin LSI) (Moilanen ym. 2005). Kumpikin tunnistaminen perustui kaikkien 68 luontotyyppin yhteiseen perusanalyysiin, joka otti huomioon alueiden edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välisen kytkeytyvyyden sekä erityisarvot.

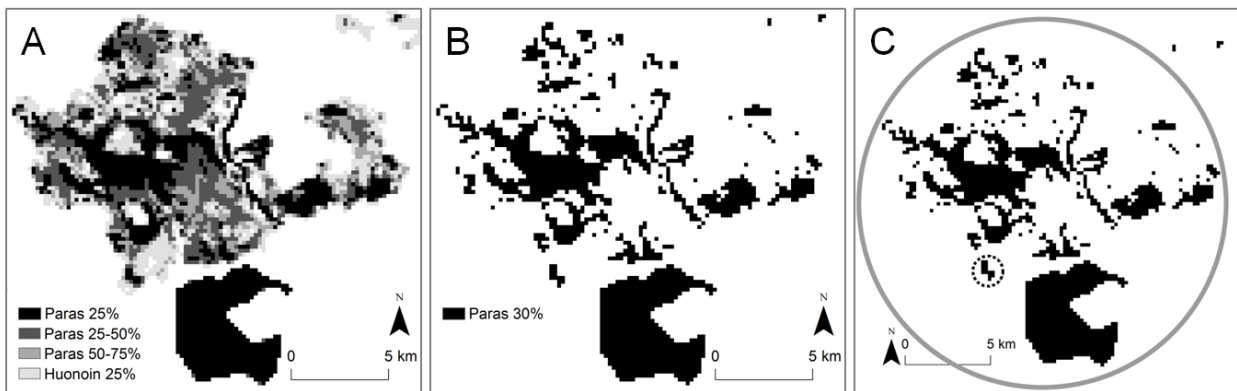
Suojelualuemaisemien tunnistaminen silmämääräisesti tehtiin vertailuksi teknisemmälle LSI-avusteiselle tunnistamiselle. Silmämääräinen tunnistaminen tehtiin Zonationin tuottaman priorisaatiokartan värien perusteella. Etsityt suojelualuemaisemat olivat mahdollisimman suuria ja yhtenäisiä sekä edustivat luontoarvoltaan korkeaa prioriteettia. Alueilla ei ole tärkeysjärjestystä toisiinsa nähden. Silmämääräinen tunnistaminen on yhdenlainen simulaatio tilanteesta, jossa tutkijalle annetaan tehtäväksi määrittellä, mikä alue on toista tärkeämpi, tuntematta aineistoa sen kummemmin.

2.5.2 Automaattinen maisemien tunnistaminen

Zonationin automaattinen maisemien tunnistaminen, LSI, tunnistaa aluekokonaisuuksia sille annettujen kriteerien perusteella. Se on yksi Zonation-ohjelmiston tarjoamista sovelluksista päätöksenteon helpottamiseksi. LSI:llä on aiemmin tutkittu Isossa-Britanniassa perhosten levinneisyysalueiden prioriteetteja (Moilanen ym. 2005), mutta tässä opinnäytetyössä käytettiin

lajien levinneisyysalueiden sijaan maisemamittakaavan menetelmää tutkimalla alueiden luontoarvoja Natura 2000 -luontotyyppien perusteella.

LSI:n tekeminen jakautuu kolmeen vaiheeseen: ensimmäiseksi tehdään normaali tutkimusalueen priorisointi, toiseksi määritellään kriteerit, joiden perusteella alueet valitaan, ja kolmantena valitaan näiden kriteerien perusteella priorisoinnista maisemat Zonationin jälkianalyysinä (Moilanen ym. 2005). LSI-jälkianalyysinä tunnistetut maisemat koostuvat rasterisoluista, jotka muodostavat yhdessä toisten kiinni toisissaan olevien rasterisolujen kanssa laikkuja. Tarpeeksi lähekkäin sijaitsevat laikut puolestaan muodostavat lopulta maisemakokonaisuuksia (kuva 8).



Kuva 8. LSI-analyysin maisemien tunnistamisen vaiheet Patvinsuon kansallispuiston alueella. LSI-jälkianalyysi kohdistettiin priorisaation (kuva A) parhaalle 30 %:n osuudelle (kuva B). Rasterisolut muodostavat laikkuja (katkoviivaympyrä), ja tarpeeksi lähekkäin sijaitsevat laikut muodostavat yhdessä maisemia (yhtenäisen viivan ympyrä) – tässä opinnäytetyössä merkittäviä luontoarvokeskittymiä (kuva C).

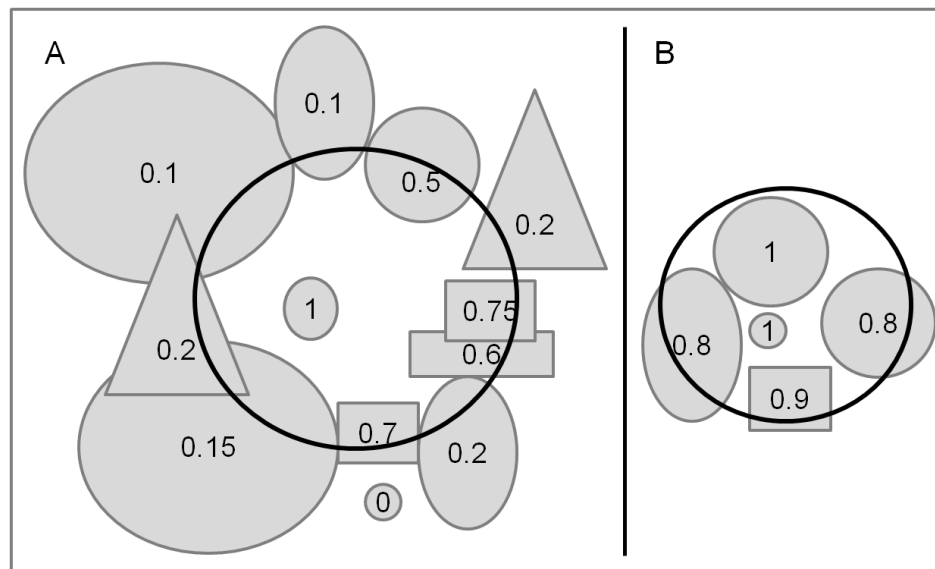
LSI-jälkianalyysin tekemisen toisessa vaiheessa määriteltiin 4 valintakriteeriä (Moilanen ym. 2005, Moilanen ym. 2011), joiden perusteella ohjelma valitsi alueet. Eri versioita tehtiin kymmeniä, joista yksi valittiin niin kutsutuksi pääjälkianalyysiksi. Sen kriteereiksi määriteltiin että 1) LSI-analyysin maisemienvallinta suoritettiin priorisaation parhaan 30 %:n osuuteen kuuluvista alueista, 2) maisemien valinnassa ei edellytetty maisemissa olevan myös erityisen korkean rankingarvon soluja, vaan että jokainen parhaan 30 %:n osuuden alue tulee valittua maisemaksi, 3) lähimmän naapurilaikun maksimietäisyys oli 4 km, ja 4) rasterisolujen sallitu erilaisuuden raja-arvo oli $\log_{10}100$, eli keskimäärin joka 100. solun tuli olla täsmälleen

samanlainen, mikä mahdollisti hyvin erilaisten solujen liittäminen samaan maisemaan. Näin väljä kriteeri mahdollisti hyvin heterogeenisten alueiden muodostamisen, koska käytännössä maisemien valintaa ohjaa rasterisolujen ja laikkujen etäisyys toisistaan niiden samankaltaisuuden sijaan. Tämä on tulosten jatkokäytön kannalta toivottua, koska tavoitteena on löytää yleisesti luontoarvoiltaan arvokkaita suojelun painopistealueita eikä niinkään yhden luontotyypin arvokkaimpia esiintymisalueita. Näiden kriteerien lisäksi Pohjois-Suomeen käytettiin arvoja 25 % - 10 % - 1km – log100, ja joihinkin saaristokohteisiin arvoja 30 % - 30 % - 6km – log100 ja 30 % - 30 % - 4km – log100.

Lopulliset **merkittävät luontoarvokeskittymät** valittiin tuhansista LSI-jälkianalyysin tunnistamista maisemavaihtoehtoista. Valinta tehtiin kolmen kriteerin perusteella. Ensimmäinen kriteeri oli **koko**: alueen tuli olla kooltaan yli 20 km². Tämä raja perustui käytännön tarpeisiin, eli resurssien riittävyyden maksimoimiseen, koska on kustannustehokkaampaa hoitaa suurempia yhtenäisiä suojeltuja alueita kuin pieniä ympäriinsä ripoteltuja palasia. Lisäksi raja perustui ekologiseen tarpeeseen suojella eliöyhteisöjä yksittäisten luontotyyppien sijaan. Tällöin alueen koon tulee olla tarpeeksi suuri myös suuria elinalueita vaativille lajeille, kuten silmällä pidettävälle metsolle (*Tetrao urogallus*), joita toisaalta tämän vuoksi on pidetty potentiaalisina sateenvarjolajeina, eli lajeina joiden suojelu hyödyttää samalla montaa muuta lajia (Storch & Segelbacher 2000, Suter 2002).

Toinen kriteeri, **ranking-arvojen keskiarvo**, tarkoitti alueen koostavien rasterisolujen analyysissä saamien prioriteettiarvojen keskiarvoa, jonka tuli olla mahdollisimman korkea. Ranking-arvojen keskiarvo kertoo koko alueen laadusta, alueella sijaitsevien piirteiden levinneisyyksien korvaamattomuudesta, herkkyydestä muutoksille, uhanalaisuudesta jne. Se sisältää numeerisena arvona enemmän tietoa alueen laadusta kuin esimerkiksi havaittujen piirteiden määrä, joka ei kerro esimerkiksi piirteiden harvinaisuudesta (Moilanen ym. 2011). Käytännössä tämä tarkoitti, että merkittävien luontoarvokeskittymien ranking-arvojen keskiarvon tuli olla 0.87 tai enemmän. Ensimmäistä ja toista kriteeriä käytettiin vain yhdessä, koska jos olisi valittu vain alueita, joiden ranking-arvojen keskiarvo on hyvin korkea, valittavat alueet olisivat saaneet todella korkeita ranking-arvoja, mutta niiden koko olisi voinut olla vain yhden rasterisolun kokoinen.

Kolmantena valittiin maisemia, joihin sisältyi **suuria osuuksia luontotyyppien koko esiintymisalueista** välittämättä maisemien koosta. Käytännössä tämä tarkoitti, että luontotyyppien esiintymisalueiden summa suojelun painopistealueella oli yksi tai enemmän (kuva 9). Kolmas kriteeri varmisti pienien mutta luontotyypeille keskeisten alueiden valinnan (kuva 9 B), joskin sillä pystyivät tulemaan valituksi myös erityisen laadukkaat suuretkin alueet (kuva 9 A). Tämä kriteeri oli tärkeä, koska alueen suuri koko ei välttämättä merkitse esimerkiksi suurempaa lajimäärää tai enempää luontoarvoja (Rosenzweig 1995, Oertli ym. 2002). Lisäksi kolmannen kriteerin merkitystä tässä tutkimuksessa lisää aineiston rakenne, sillä 45 luontotyypin, eli 66 %:n luontotyypeistä, esiintymisalue oli jo itsessään pienempi kuin 20 km² (liite 1). Näiden pienialaisten luontotyyppien esiintymät sijaitsivat monissa tapauksissa hyvin pirstoutuneilla suojelualueilla Etelä-Suomessa ja rannikolla.



Kuva 9. Kaavio luontotyyppien esiintymisalueiden summan muodostumisesta luontoarvojen keskittymille. Mustat renkaat esittävät luontoarvojen keskittymiä. Harmaat kuviot esittävät luontotyyppisiä ja luku niiden sisällä kertoo, kuinka suuri osuus kustakin luontotyyppistä sisältyy mustan renkaan rajaamalle alueelle. Kummankin alueen luontotyyppien esiintymisalueiden summa on 4.5.

2.6 Hierarkkinen analyysi

Hierarkkinen analyysi on Zonationin analyysi, jossa määritellään tietyt alueet säilytettäväksi kauemmin analyysissä tai poistettavaksi ennen toisia alueita (Moilanen ym. 2011). Tällaiselle menetelmälle on käyttöä esimerkiksi suojelualueiden laajentamisessa, jolloin olemassa olevat suojelualueet pakotetaan jäämään korkeimpaan huippusuuteen ja tällöin alueet, jotka tulivat valituksi juuri ennen niitä, voivat olla potentiaalinen suojelualueen laajennuskohde. Hierarkkisen analyysin avulla voidaan myös vertailla erilaisten suojelualuevaihtoehtojen hyödyllisyyttä (Leathwick ym. 2008, Lehtomäki ym. 2009). Hierarkkista analyysiä käytettiin tässä opinnäytetyössä ilmentämään tutkimusalueen aiemman käyttötarkoituksen, eli alueiden tämänhetkisen maankäyttöluokituksen, vaikutusta alueiden priorisaatioon.

Hierarkkinen analyysi tehtiin samoilla säädöillä kuin pääanalyysi 4, mutta solujen poistojärjestys rajoitettiin toimimaan yhdellä hierarkiatasolla kerrallaan Zonationin *Removal Mask Layer* -toiminnolla. Maankäyttöluokkiin pohjautuvan hierarkiajaon perusteella tehty rajoitinkerros (luku 2.2.3, liite 4) määritteli analyysin kulun, siten että rajoitinkerroksen hierarkiatasot pakottivat Zonationin valitsemaan alueita kultakin tasolta kerrallaan niin kauan kuin niitä oli siellä saatavilla. Analyysi alkoi alimmalta hierarkiatasolta matalimmasta suojelustatuksesta ja päättyi korkeimmalle hierarkiatasolle. Hierarkiatasoja oli neljä. Hierarkkisten tasojen rajat olivat seuraavat: alin taso 0–8 % maisemasta, 2. taso 8–12 % maisemasta, 3. taso 12–64 % maisemasta ja korkein taso 64–100 % maisemasta.

3. Tulokset

3.1 *Perusanalyysien tulokset*

Koko aineisto analysoitiin neljällä erilaisella perusanalyysityypillä, joista **Perusanalyysi 1** ilmensi paikallista laatua ja se tehtiin painottamattomilla piirteillä ja ilman alueiden välisen kytkeytyvyyden ilmentämistä. **Perusanalyysi 2** ilmensi alueiden välistä kytkeytyvyyttä luontotyyppien samankaltaisuuteen perustuen. **Perusanalyysi 3** ilmensi alueiden erityisarvoja ja se tehtiin painotetuilla piirteillä huomioimatta alueiden välistä kytkeytyvyyttä ja niiden samankaltaisuutta. **Perusanalyysi 4** ilmensi alueiden erityisarvoja ja alueiden välistä kytkeytyvyyttä. Analyysi tehtiin painotetuilla piirteillä ja kytkeytyvyys huomioitiin luontotyyppien samankaltaisuuteen perustuen. Perusanalyyseistä tehtiin neljä eri versiota kullekin pääluokalle sekä kaikille Natura 2000 -luontotyypeille yhdessä. Tässä tulosten esittelyssä ja tarkastelussa käsitellään vain kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien yhteisanalyysin tuloksia ja pääluokkakohtaiset tulokset ovat liitteenä 8.

Suuren prioriteetin alueet ovat parhaimmillaan erittäin luonnontilaisia ja edustavia ja hyvin kytkeytyneitä harvinaisten luontotyyppien ja uhanalaisten lajien elinalueita. Vastaavasti pienen prioriteetin alueet voivat olla esimerkiksi yleisien luontotyyppien huonompilaatuisia alueita, joiden lajisto ei ole kovin uhanalaista. Asia ei kuitenkaan ole näin yksiselitteinen, minkä vuoksi taulukkoon 8 on koottu alueiden priorisaatiota lisääviä (+) sekä vähentäviä (-) tekijöitä. Monet tekijät vaikuttavat yhtä aikaa.

Taulukko 8. Alueiden luontoarvoon ja niiden poistotodennäköisyyteen vaikuttavia tekijöitä niiden vaikutustavan mukaan.

Lisää alueen arvoa	Vähentää alueen arvoa
+ Harvinainen luontotyyppi	- Yleinen luontotyyppi
+ Laadukas: edustava ja luonnontilainen	- Huonolaatuinen
+ Kohteessa useita luontotyyppiejä	- Kohteessa vain yksi luontotyyppi
+ Kyvin kytkeytynyt	- Eristynyt
+ Samankaltainen (vain analyysit 2 ja 4)	- Pirstoutunut maisema
+ Luontotyypin suojelun taso huono (vain analyysit 3 ja 4)	- Luontotyypin suojelun taso hyvä
+ Ensisijaisesti suojeltava (vain analyysit 3 ja 4)	- Ei ensisijaisesti suojeltava
+ Paljon uhanalaisia lajeja (vain analyysit 3 ja 4)	- Vähän uhanalaisia lajeja

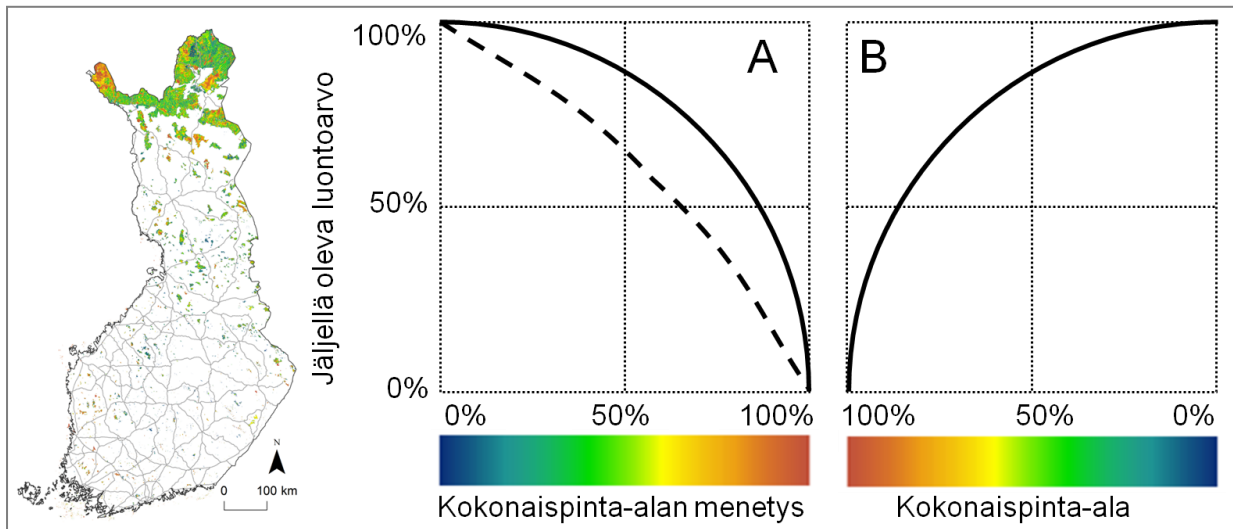
3.1.1 Tulosten tulkintaohje

Zonation-ohjelmisto tuottaa aineiston perusteella kartan, joka kuvaa alueiden priorisaation suurutta, sekä kuvaajan, joka kuvaa luontotyyppien esiintymistason vähenemistä (kuva 10).

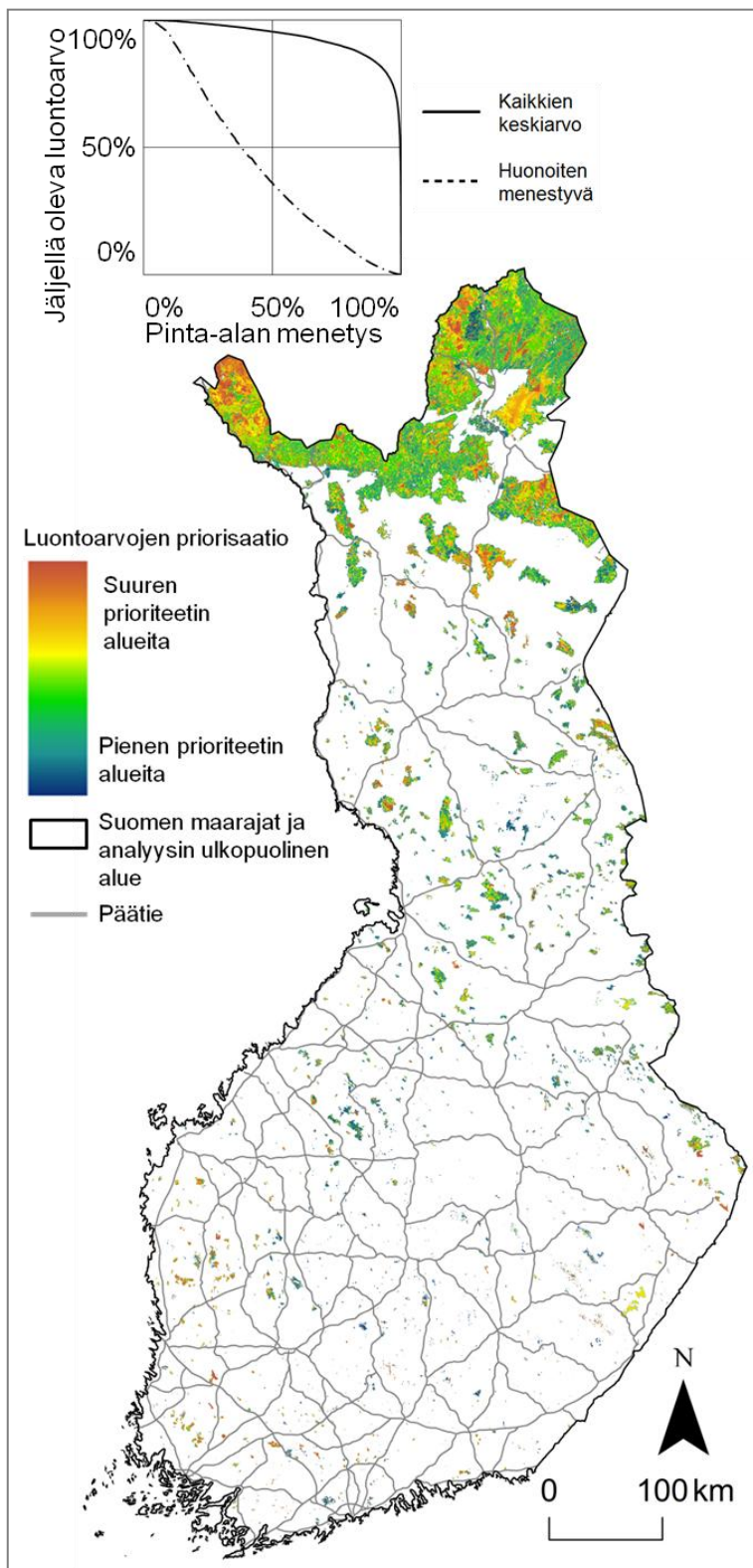
Kartan liukuva väriskaala kuvaa solujen poistojärjestyksen, joka muodostaa alueen priorisaation. Pienen priorisaation alueet ovat ensimmäisenä poistettuja, ja ne näkyvät kartassa sinisinä. Suuren priorisaation alueet on poistettu viimeisenä, ja ne näkyvät kartassa punaisella. Tutkimusalueen suuren koon ja tutkimusaineiston pienen resoluution vuoksi tulokartoista voi lähinnä tarkastella suurien linjojen vaihtelua, kuten laajojen suuren priorisaatioalueiden koon tai värin muutoksia ja sijoittumista. Alueen saamaa prioriteettia ei tule sekoittaa piirteen luontoarvoon, joka kuvaa yhdessä pisteessä sijaitsevan rasterisolun arvoa. Jokaisen rasterisolun poisto vähentää piirteen kokonaisluontoarvoa, jonka vähenemistä kuvataan **esiintymiskäyrällä** (kuva 10A). Tässä tutkimuksessa esiintymiskäyrät kuvaavat Natura 2000 -luontotyyppien luontoarvojen muutosta (y-akseli) suhteessa pinta-alan vähenemiseen (x-akseli) jokaisessa poistossa. Tämä tarkoittaa kuvan 10A tapauksessa, että kun poistetaan luontoarvoltaan matalimmat 50 % alueista, sisältää jäljelle jäänyt alue noin 85 % tutkimusalueen luontoarvoista. Joskus kuvaajan sanoma aukeaa helpommin, jos kuvaajan kuvittelee peilikuvana, ajatellen, että alueiden valinta voidaan aloittaa

parhaasta päästä (kuva 10B). Lopputulos on kuitenkin sama: kun valitaan parhaat 50 % alueista, ne sisältävät noin 85 % tutkimusalueen suojeluarvoista.

Mitä keskittyneemmin luontotyyppi luontoarvot sijaitsevat, sitä jyrkempi on luontoarvojen kuvaaja (kuva 10A, yhtenäisen ja katkoviivan kuvaajat). Hierarkkinen analyysi aiheuttaa usein piirteiden esiintymiskuvaajiin rappusmaisia pudotuksia (luku 3.3, kuva 18), mikä kertoo siitä, että paljon luontoarvoja sisältäviä alueita on jouduttu poistamaan aikaisemmin kuin vasta silloin, kun niiden poistaminen olisi aiheuttanut mahdollisimman pienen tappion koko alueen luontoarvoille.



Kuva 10. Zonationin tyypilliset tulostiedostot. A = luontotyyppien esiintymistason muutos, eli luontoarvo. Yhtenäinen viiva = piirre, jonka luontoarvot ovat keskittyneet alueellisesti. Katkoviiva = piirre, jonka luontoarvot ovat jakautuneet tasaisemmin tutkimusalueella. B = saman asian peilikuva.



Kuva 11. Priorisaatiokartta ja luontotyyppien esiintymiskäyrät perusanalyysistä 1 joka huomioi alueiden paikallisen laadun.

Perusanalyysi 1

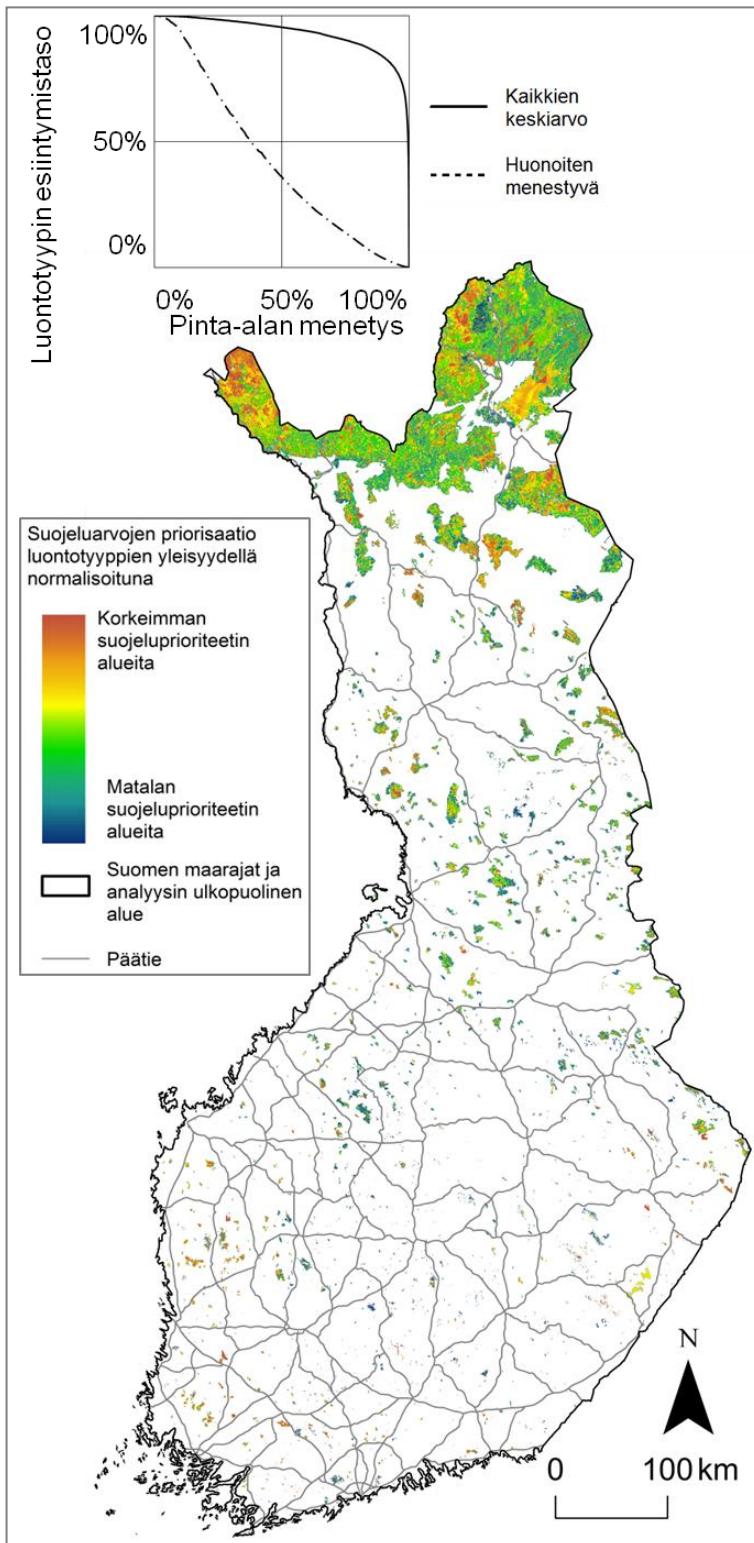
Perusanalyysin 1 (kuva 11, liite 7) tuloksista näkee luontotyyppien luonnontilaisuuteen ja edustavuuteen pohjautuvan alueiden tutkimusalueen priorisaation. Tutkimusaineisto analysoitiin ilman painotuksia tai alueidenvälisen kytkeytyvyyden huomioimista. Näin ollen alueet, joiden priorisaatio on suuri, ovat edustavia ja luonnontilaisia, harvinaisia ja monipiirteisiä, mahdollisimman yhtenäisiä ja/tai näiden sekoituksia (taulukko 8).

Analyysin

keskiarvoesiintymiskäyrästä (kuva 11) nähdään, että tilanteessa jossa 90 % maisemasta on poistettu, on keskimäärin vasta noin 15 % luontotyyppien luontoarvosta menetetty. Huonoiten menestyvä luontotyyppi, luonnonmetsät, on tässä tilanteessa menettänyt jo 96 % luontoarvostaan. Paras 10 %:n alue sisältää 29 luontotyyppiä vielä kokonaisuudessaan, ja suurimmat vähennykset (yli 80 % luontoarvosta

menetetty) ovat kohdistuneet seitsemään luontotyyppiin. (Kaikkien luontotyyppien esiintymistasojen muutokset, liite 7A.) Metsähallitukselle luovutettavissa tulostiedoissa on saatavana Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasojen muutostieto prosentin tuhannesosittain, mutta aineiston niin tarkka esittely tässä yhteydessä ei ole tarkoituksenmukaista.

Kartasta (kuva 11) näkee, että suuren prioriteetin alueita on sijoittunut varsinkin Pohjois-Suomen suurille yhtenäisille suojelualueille. Myös Lounais- ja Länsi-Suomen yhtenäiset suojelualueet korostuvat ympäristöstään selvästi. Lapin Kolmio Rovaniemen ja Oulun välillä, Oulangan kansallispuisto ja Itä-Suomen suojelualueet ovat jotain tältä väliltä: osa alueiden pinta-alasta kuuluu alueisiin, joiden priorisaatio on suuri, mutta osa alueesta on menestynyt priorisaatiossa heikommin. Pienen prioriteetin alueita löytyy lähes kaikkien alueiden laidoilta, ja Etelä-Suomen hyvin pirstoutuneet pienet suojelualueet ovat tässä ryhmässä hyvin edustettuna. Yksi alue erottuu selvimmin: suurikokoinen Kevon luonnonpuisto. Laajempi tarkastelu kuitenkin osoittaa tämän luonnonpuiston laadultaan hyvin jyrkästi kahtiajakautuneeksi, sillä muun muassa Kevon kanjoni kuuluu suuren prioriteetin alueisiin, mutta selvästi erottuvat laajat tunturimittarituhoalueet ovat muun muassa huonon laatunsa vuoksi saaneet pienen prioriteetin.



Kuva 12. Priorisaatiokartta ja luontotyyppien esiintymiskäyrät perusanalyysistä 2, joka huomioi alueiden paikallisen laadun lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyyden.

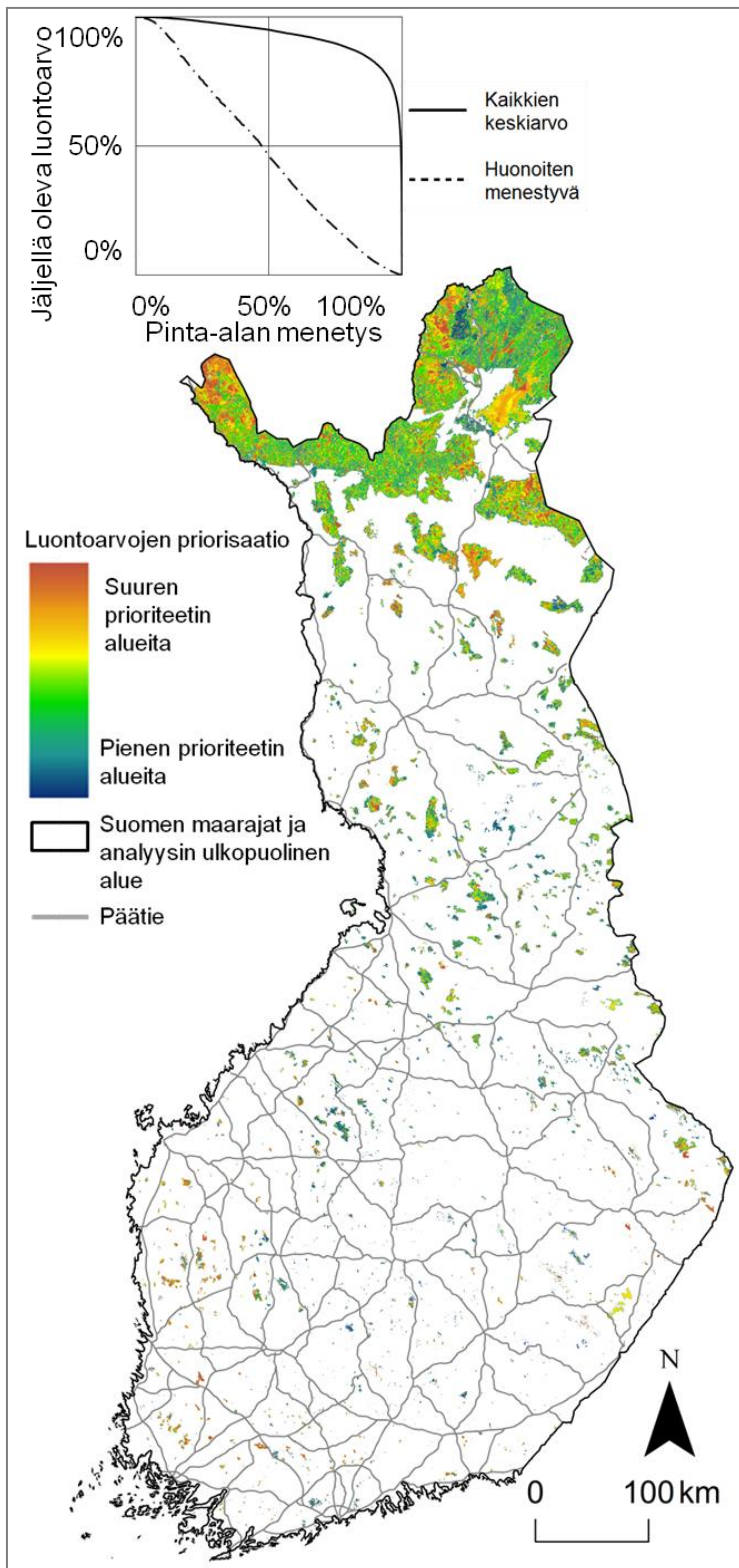
Perusanalyysi 2

Perusanalyysin 2 tuloksista (kuva 12, liite 7) näkee tutkimusalueen priorisaation, joka perustuu luontotyyppien luonnontilaisuuteen ja edustavuuteen sekä alueiden väliseen kytkeytyvyyteen. Analyysissä huomioitiin kytkeytyvyys alueiden luontotyyppien samankaltaisuuteen ja alueiden väliseen etäisyyteen perustuen, mutta piirteitä ei painotettu. Näin ollen alueet, joiden priorisaatio on suuri, ovat edustavia ja luonnontilaisia, harvinaisia ja monipiirteisiä, sijaitsevat lähellä samankaltaisia alueita, ovat mahdollisimman yhtenäisiä ja/tai ovat näiden sekoituksia (taulukko 8).

Erot Natura 2000 - luontotyyppien luontoarvojen säilymisessä (kuva 12, liite 7) analyysin edetessä eivät ole suuria, kun verrataan tuloksia ensimmäisen perusanalyysiin (kuva 11, liite 7). Luontotyyppien kytkeytyvyyden huomioon ottaminen kasvattaa hyvin

kytkeytyneiden alueiden priorisaatioita alueiden luontoarvojen lähtötilanteesta välittämättä. Luontoarvoltaan pienempien alueiden arvon nouseminen johtuu siitä, että näiden alueiden mukaan ottaminen parantaa luontotyyppien dynaamisen esiintymisalueen laatua vähentäen alueiden välistä eristyneisyyttä. Varsinkin kahden luontoarvoltaan erittäin arvokkaan kohteen välissä sijaitsevien alueiden priorisaatio kasvaa, ja vastaavasti joidenkin eristyneempien ja vähemmän harvinaisten kuitenkin alun perin luontoarvoltaan korkeiden alueiden priorisaatio voi laskea. Tämä näkyy usein (mutta ei aina) kytkeytyneiden luontotyyppien esiintymistasojen pienempänä jäljellä olevana määränä (liite 7). Kytkeytyvyyden vaikutus näkyy luontotyyppien esiintymistasoissa usein seuraavasti: kytkeytyneiden piirrekerrosten jäljellä olevan luontoarvon määrä on pienempi kuin piirrekerroksilla, joissa kytketyvyyttä ei oteta huomioon. Analyysin keskiarvoesiintymiskäyrästä (kuva 12) nähdään, että tilanteessa, jossa 90 % maisemasta on poistettu, on vasta noin 16 % luontotyyppien luontoarvosta keskimäärin menetetty. Huonoiten menestyvä luontotyyppi on luonnonmetsät, jotka ovat tässä tilanteessa menettäneet jo 96 % luontoarvostaan. Paras 10 %:n alue sisältää vielä 36 luontotyyppiä kokonaisuudessaan, ja suurimmat vähennykset (yli 80 % luontoarvosta menetetty) ovat kohdistuneet seitsemään luontotyyppiin. (Kaikkien luontotyyppien esiintymistasojen muutokset, liite 7A.)

Tuloskartasta 12 voi havaita yleisen muutoksen suuren prioriteetin alueiden sijoittumisessa tutkimusalueelle. Suuren prioriteetin alueet keskittyvät monin paikoin osoittaen hyvin suuren luontoarvon alueet, jotka sijaitsevat myös lähellä samankaltaisia alueita. Tällaisia kohteita ovat esimerkiksi Käsivarren alue, Inarinjärven alue, Koitelaisenkairan suot ja Oulangan kansallispuisto. Näitä aluekokonaisuuksia kuvaa hyvin suuren prioriteetin alueiden keskittyminen entistä tiiviimmin jonkin ydin- tai muuten arvokkaan alueen ympärille. Samankaltaisten alueiden välisen kytkeytyvyyden ilmentämisen ansiosta jotkut aiemmin huomaamattomiksi jääneet suuren prioriteetin pienikokoiset alueet tulevat esiin, kuten Utsjoella sijaitseva Pulmankijärvi. Kytkeytyvyyden huomiointi kasvattaa myös Kevon luonnonpuiston priorisaatiota hieman luonnonpuiston suuren prioriteetin eteläosien ja kanjonin ansioista. Yhtä yksittäistä suurta aluetta, johon kytkeytyneisyyden ilmentäminen vaikuttaisi alueen arvoa vähentämällä, on vaikea havaita. Alueiden kytkeytyvyyden ilmentäminen pienentää lähinnä reuna-alueiden ja paljon erilaisia luontotyyppisiä sisältävien alueiden prioriteetteja.



Kuva 13. Priorisaatiokartta ja luontotyyppien esiintymiskäyrät perusanalyysistä 3, joka huomioi alueiden paikallisen laadun lisäksi Natura 2000 -luontotyyppien erityispiirteet.

Perusanalyysi 3

Perusanalyysin 3 tuloksista (kuva 13, liite 7) nähdään tutkimusalueen priorisaatio, joka perustuu luontotyyppien luonnontilaisuuteen ja edustavuuteen sekä luontotyyppien erityisarvoihin. Analyysissä huomioitiin alueilla esiintyvien Natura 2000 -luontotyyppien erityisarvot painottamalla jokainen piirrekerros luontotyyppin suojelun tilaan, uhanalaisen lajiston määrään ja EU:n erityispainoarvoon perustuen. Alueiden välistä kytkeytyvyyttä tai samankaltaisuutta ei huomioitu. Alueet, jotka ovat priorisaatioltaan suuria, ovat edustavia ja luonnontilaisia, harvinaisia ja monipiirteisiä, mahdollisimman yhtenäisiä ja niillä esiintyvien luontotyyppien suojelutilanne on huono, moni uhanalainen laji on riippuvainen tästä luontotyyppistä tai luontotyyppi on EU:n ensisijaisen suojelun kohteena. Ne voivat myös olla näiden asioiden sekoituksia (taulukko 8).

Erot Natura 2000 -

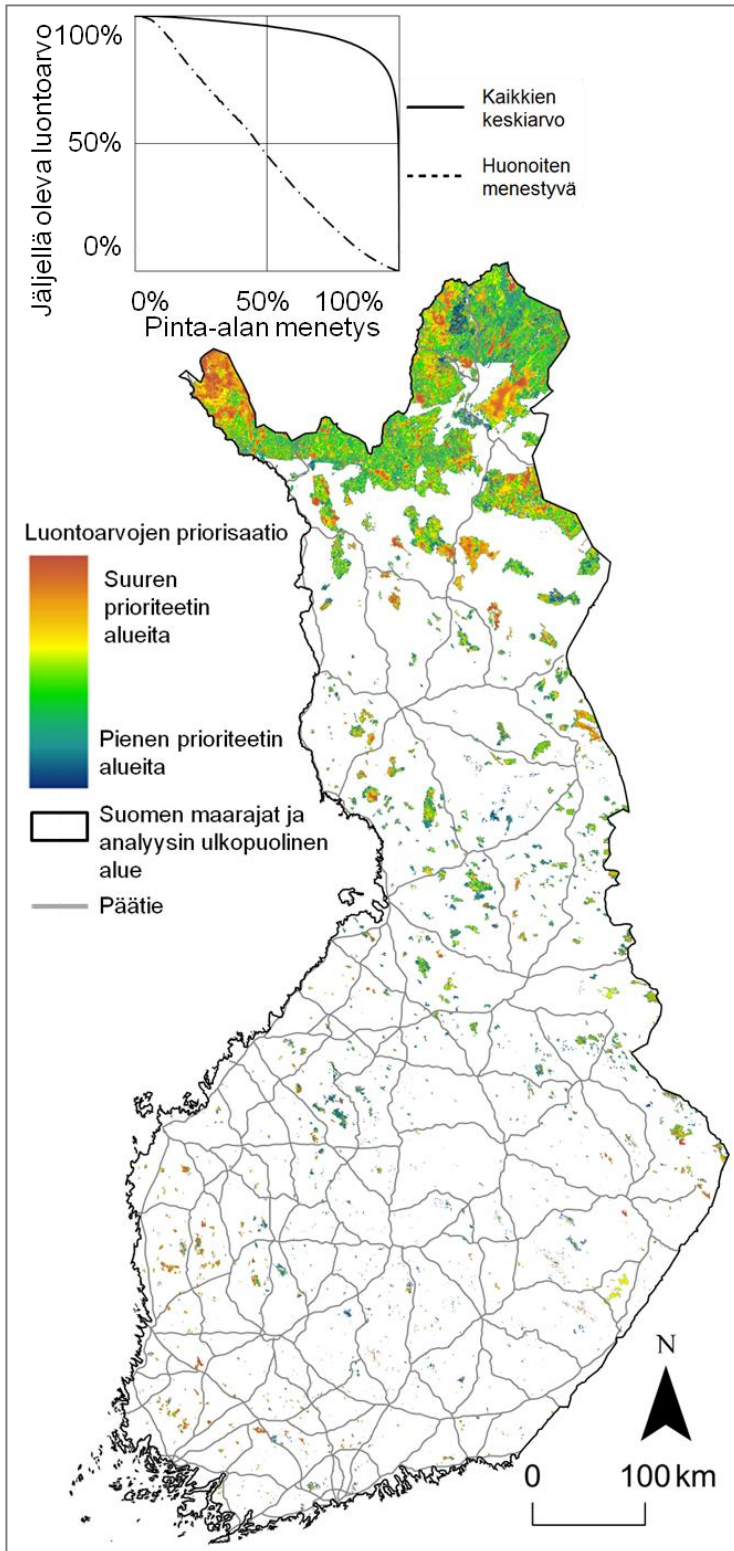
luontotyyppien luontoarvojen säilymisessä (kuva 13, liite 7) edellisiin analyysihin eivät ole suuria. Tämä johtuu osittain siitä, että painotukset eivät olleet kovin suuria vaan vaihtelivat välillä 0.083–1 (liite 4). Analyysin keskiarvoesiintymiskäyrästä (kuva 13) nähdään, että tilanteessa, jossa 90 % maisemasta on poistettu, on vasta noin 18 % luontotyyppien luontoarvosta keskimäärin menetetty. Huonoiten menestyvä luontotyyppi on edelleen luonnonmetsät, jotka ovat tässä tilanteessa menettäneet jo 95 % luontoarvostaan. Paras 20 %:n alue sisältää vielä 34 luontotyyppiä kokonaisuudessaan, ja suurimmat vähennykset (yli 80 % luontoarvosta menetetty) ovat kohdistuneet kuuteen luontotyyppiin. (Kaikkien luontotyyppien esiintymistasojen muutokset, liite 7A.)

Kolmas perusanalyysi edustaa toisen perusanalyysin kanssa analyysiversioiden kahta ääripäätä. Kun toinen perusanalyysi ilmentää yhtenäisyyttä ja samankaltaisuutta, hajottaa kolmas perusanalyysi painotetun aineiston vuoksi suuren prioriteetin alueet laajemmalle alueelle. Tällöin yhtenäisten suuren priorisaation aluekeskittymien sijaan maiseman rakenne pirstoutuu.

Kolmannen perusanalyysin yksittäisiä kohteita tarkastellessa huomaa, että kohteen saama priorisaatio voi olla hyvin erilainen sitä ympäröiviin alueisiin verrattuna. Alueet, joihin keskittyy paljon suuren prioriteetin alueita, sijaitsevat edelleen suurin piirtein samoissa paikoissa kuin kahdessa edellisessäkin analyysissä. Tällainen alue on esimerkiksi suurikokoinen suuren priorisaation alue Käsivarren alueella, joskin tämä suuren priorisaation aluekeskittymä onkin pienentynyt verrattuna ensimmäiseen ja toiseen perusanalyysiin. Lisäksi Sodankylän suuret suoalueet, Muotkatunturit ja Etelä-Suomen pienet ja arvokkaat kohteet erottuvat.

Korvaamattomuutensa vuoksi Etelä-Suomen erittäin pirstoutuneessa maisemassa sijaitsevat alueet säilyttävät suuren priorisaationsa. Näillä alueilla esiintyy usein harvinaisia, lajistoltaan uhanalaisia ja/tai heikon suojelutason Natura 2000 -luontotyyppisiä.

Myös pienen prioriteetin alueet ovat hajaantuneet enemmän ympäriinsä. Kuvaavaa nimenomaan on, että näitä alueita on nyt ripoteltuna suuren priorisaation alueiden väleissä kautta koko Pohjois-Suomen yhtenäisempien alueiden. Etelä-Suomessa eroja pienen priorisaation alueissa edellisiin perusanalyysihin on Pohjois-Suomea vähemmän. Kevon luonnonpuisto, Inarin retkeilyalue, Suomenselkä ja Syötteen alueet erottuvat suurempina pienen priorisaation yhtenäisinä alueina, vaikkakin heikommin, mutta esimerkiksi Maltion luonnonpuiston, joka sijaitsee Savukoskella Koillis-Lapissa, luontoarvojen priorisaatio on suurentunut.



Kuva 14. Priorisaatiokartta ja luontotyyppien esiintymiskäyrät perusanalyysistä 4, joka huomioi alueiden paikallisen laadun lisäksi Natura 2000 -luontotyyppien erityispiirteet ja alueiden välisen kytkeytyvyyden.

Perusanalyysi 4

Perusanalyysin 4 tuloksista (kuva 14, liite 7) nähdään tutkimusalueen priorisaatio, joka perustuu luontotyyppien luonnontilaisuuteen ja edustavuuteen sekä luontotyyppien erityisarvoihin ja alueiden väliseen kytkeytyvyyteen. Tätä yksittäistä analyysiä kutsutaan **päänalyysiksi**, koska siinä on huomioitu eniten erilaisia luontotyyppiin vaikuttavia tekijöitä.

Analyysissä huomioitiin alueilla esiintyvien Natura 2000 -luontotyyppien erityisarvot painottamalla jokainen piirrekerros luontotyyppin suojelun tilaan, uhanalaisen lajiston määrään ja EU:n erityispainoarvoon perustuen, ja alueiden välinen kytkeytyvyys perustui alueiden luontotyyppien samankaltaisuuteen ja alueiden väliseen etäisyyteen. Priorisaatioltaan suuret alueet ovat edustavia ja luonnontilaisia, harvinaisia, monipiirteisiä, niillä esiintyvien luontotyyppien suojelutilanne on huono, moni uhanalainen laji on

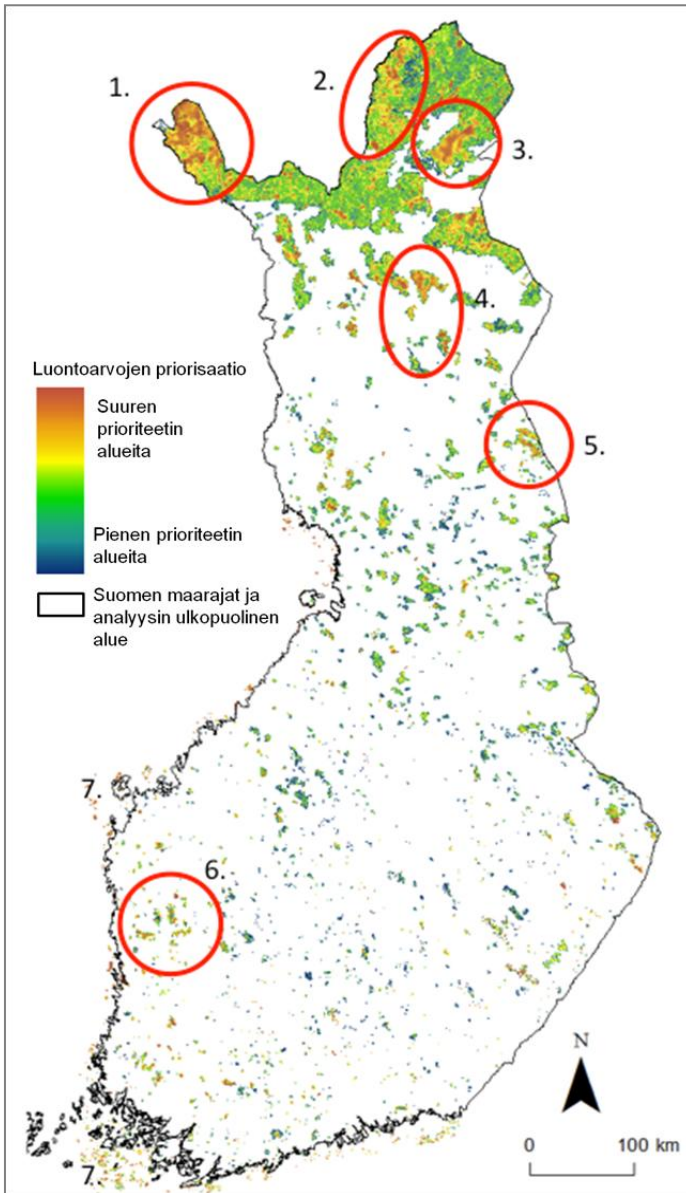
riippuvainen tästä luontotyyppistä tai luontotyyppi on EU:n ensisijaisen suojelun kohteena, ne sijaitsevat lähellä samankaltaisia alueita tai ovat mahdollisimman yhtenäisiä. Ne voivat myös olla näiden asioiden sekoituksia (taulukko 8).

Neljäs perusanalyysi yhdistää toisen ja kolmannen perusanalyysin edustamat ääripäät. Toisessa perusanalyysissä korostunut alueiden välinen kytkeytyvyys sekä kolmannessa perusanalyysissä korostunut alueiden erityisarvojen ilmentäminen näkyvät tuloksissa yhtä lailla: yhtenäiset korkean luontoarvon alueet erottuvat, mutta myös yksittäisten arvokkaiden kohteiden vaikutus säilyy. Erot Natura 2000 -luontotyyppien luontoarvojen säilymisessä (kuva 14, liite 7) edellisiin analyysihin eivät ole suuria. Analyysin keskiarvoesiintymiskäyrästä (kuva 14) nähdään, että tilanteessa, jossa 90 % maisemasta on poistettu, on vasta noin 15 % luontotyyppien luontoarvosta keskimäärin menetetty. Huonoiten menestyvä luontotyyppi on edelleen luonnonmetsät, jotka ovat tässä tilanteessa menettäneet jo 95 % luontoarvostaan. Priorisaation paras 10 %:n alue sisältää 35 luontotyyppiä vielä kokonaisuudessaan, ja suurimmat vähennykset (yli 80 % luontoarvosta menetetty) ovat kohdistuneet viiteen luontotyyppiin. (Kaikkien luontotyyppien esiintymistasojen muutokset, liite 7A.)

Suuret korkean luontoarvon alueet erottuvat edelleen selvästi esimerkiksi Käsivarren, Muotkatuntureiden, Inarinjärven tai Sodankylän suurien soiden alueella. Tutkimusalueen erityisarvojen huomioiminen on pienentänyt alueiden kokoa kytkeytyvyyden ilmentämiseen verrattuna, mutta esimerkiksi Käsivarren erämaa-alueen suuren prioriteetin alueen koko on edelleenkin erittäin laaja. Useat Etelä-Suomen tiukasti suojellut luonnonsuojelualueet saavat suuren prioriteetin, koska niillä suojellaan usein harvinaisia ja viimeisiä osuuksia luontotyyppien esiintymisalueista. Hyvän kytkeytyvyyden ansiosta suuren prioriteetin saavia suurempia alueita ovat muun muassa Oulanka ja Pulmankijärven ympäristö Utsjoen kunnan alueella. Pienen prioriteetin alueet ovat pirstoutuneet ympäriinsä, eivätkä ne muodosta Kevon luonnonpuiston, Inarin retkeilyalueen ja Maltion luonnonpuiston lisäksi muita laajoja alueita. Suomenselkä, Syötteen ympäristö sekä Etelä-Suomen pirstoutuneet huonolaatuiset ja yleisen luontotyypin kohteet mantereen puolella ovat edelleen matalan prioriteetin alueita.

3.2 Merkittävimmät luontoarvokeskittymät

3.2.1 Merkittävimpien luontoarvokeskittymien silmämääräinen tunnistus



Kuva 15. Silmämääräisesti määritetyt merkittävät luontoarvokeskittymät. Jokainen numero vastaa yhtä aluetta. Huomaa, että rannikko on kokonaisuudessaan merkitty yhdeksi suojelun painopistealueeksi.

Silmämääräinen tunnistaminen tehtiin pääanalyysikartan värien perusteella. Tulokartasta (kuva 15) erotettiin seitsemän merkittävää luontoarvokeskittymää. Näillä alueilla ei ole arvo- tai tärkeysjärjestystä keskenään.

Karttaa tarkastellessa nousi esille suuria selkeitä yhtenäisiä alueita Pohjois-Suomesta. Alue 1, Käsivarren alue, koostuu muun muassa karuista tunturiniityistä, tunturikankaista sekä kalkki- ja silikaattikallioista. Alue 2, Paistunturin alue, koostuu muun muassa karuista tunturiniityistä, tunturikankaista, palsasoista ja silikaattikallioista. Alue 3, Inarinjärven alue, koostuu muun muassa karuista kirkasvetisistä järvistä ja luonnontilaisista jokireiteistä. Alue 4, Koitelaisenkairan ja Luiron alue, koostuu muun muassa aapa- ja keidassoista, letoista, humuspitoisista järvistä ja lammista, pikkupuroista ja joista, luonnonmetsistä ja puustoisista soista sekä raviini- ja rinnelehdosta, ja alue 5, Oulanka, koostuu muun muassa

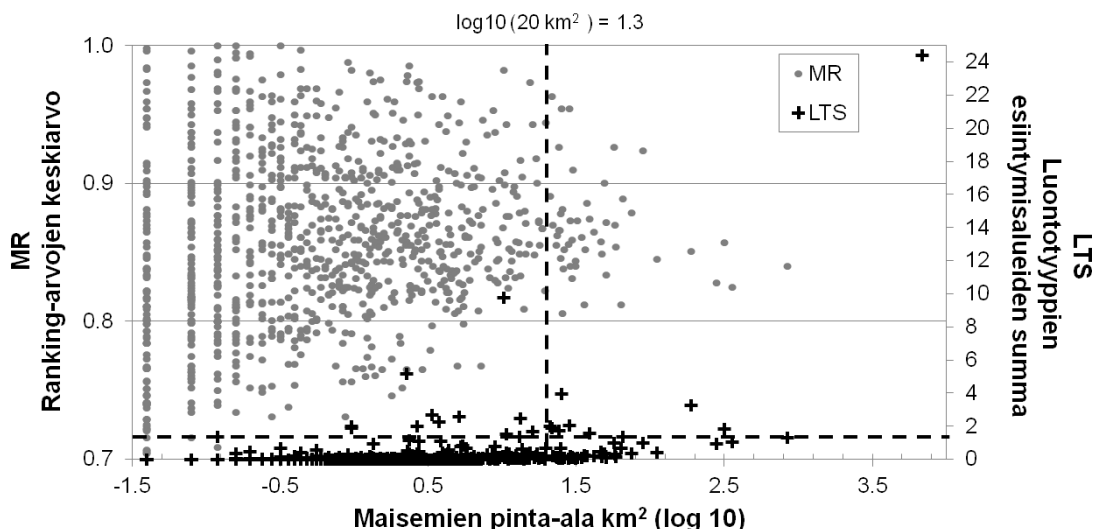
luonnonmetsistä ja aapasoista. Muut kuin Pohjois-Suomen suuren prioriteetin alueet sijaitsivat mantereella hajanaisesti ympäri tutkimusaluetta, ja ne olivat yleensä tiukasti suojeltuja luonnonsuojelualueita, kuten kansallispuistoja tai soidensuojelualueita. Alue 6 Etelä-Pohjanmaan ja Satakunnan rajalla koostuu muun muassa aapasoista, muuttuneista ennallistamiskelpoisista keidassoista ja puustoisista soista. Pienempiä suuren prioriteetin alueita oli havaittavissa paljon rannikolla, joka kokonaisuudessaan muodosti alueen 7, Suomen rannikkoalueet, jotka koostuvat erilaisista muun muassa merenrannikon luontotyypeistä.

3.2.3 Merkittävimpien luontoarvokeskittymien automaattinen tunnistus

Merkittävimmät luontoarvokeskittymät tunnistettiin pääanalyysin tuloksiin perustuen Zonation-ohjelmiston automaattisella maisemien tunnistamisen toiminnolla (LSI). LSI tuotti tuhansia vaihtoehtoisia maisemia monen eri jälkianalyysin tuloksena. Maisemien koko vaihteli 0,04 km²:n ja 8179 km²:n välillä. Niistä pienin oli yhden rasterisolun kokoinen, ja suurin sisälsi noin 45 % kaikista jälkianalyysin alueista. Pääjälkianalyysi tuotti yhteensä 852 hoitomaisemaa, joista pienin oli 0,04 km² ja suurin 2327,52 km². Maisemien keskiarvokoko oli 14,4 km², niiden ranking-arvojen keskiarvot vaihtelivat välillä 0.71–1, ja rankingarvojen keskiarvojen keskiarvo oli 0.876.

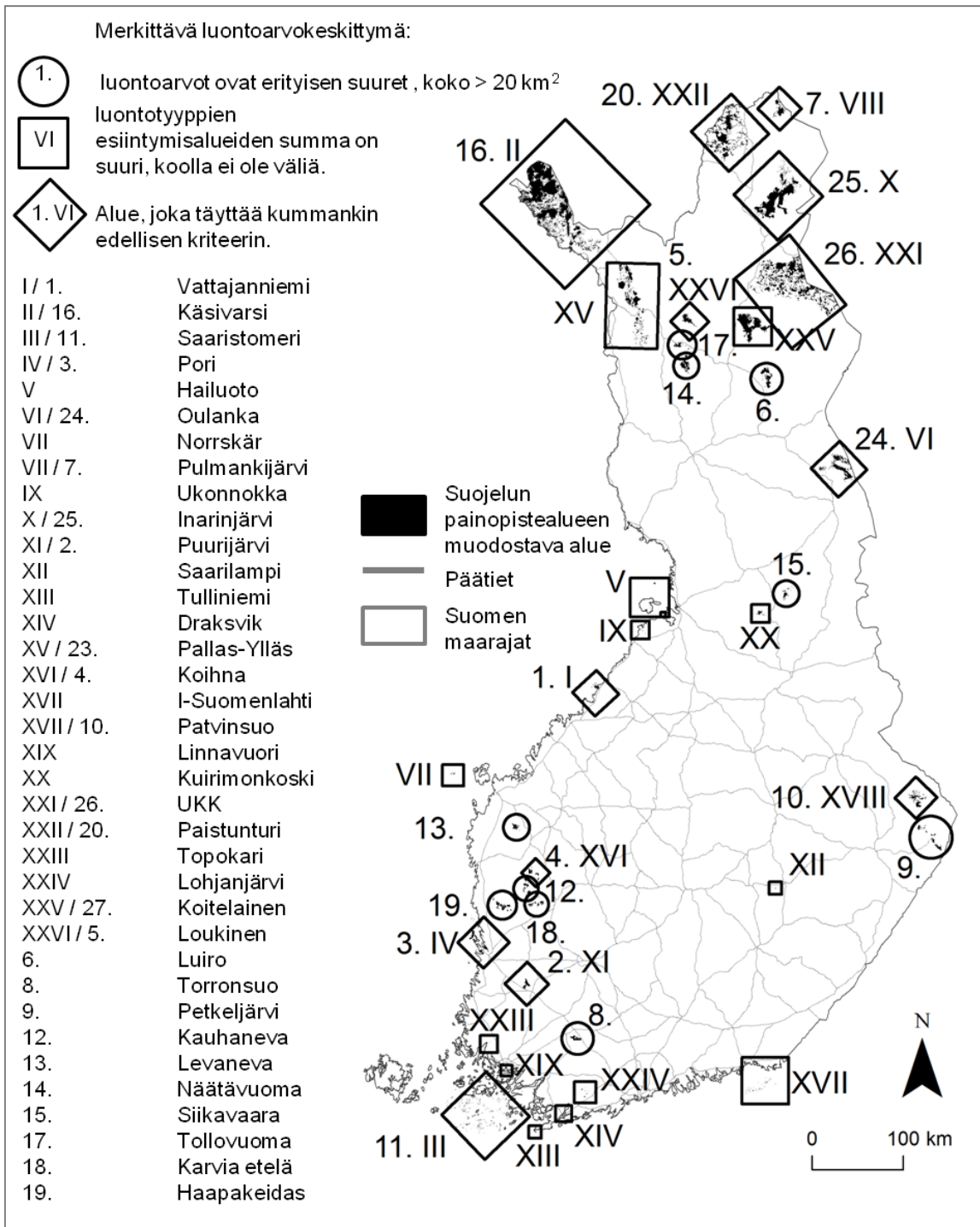
Merkittävien luontoarvokeskittymien valintaan käytettyjen kriteerien tuli olla sellaiset, että merkittävien luontoarvokeskittymien määrä pysyi käytännön tarpeisiin nähden järkevänä ja kaikki merkittävät alueet tulivat huomioiduiksi tasavertaisesti. Alueet valittiin kolmen muuttujan – pinta-alan, alueen ranking-arvojen keskiarvon ja luontotyyppien esiintymisalueiden summan – perusteella. Kaikkien kolmen muuttujan korrelaatio toisiinsa oli merkityksetön, minkä vuoksi oli riskinä, että valitsemalla vain esimerkiksi suuria alueita jäisivät pienet ja arvokkaat luontokeskittymät havaitsematta. Tämän vuoksi merkittävien luontoarvokeskittymien valintakriteereiksi muotoutuivat seuraavat kaksi kriteeriä: 1) alueen tuli olla kooltaan yli 20 km² (kuvassa 16 pystyn katkoviivan oikealle puolelle jäävät pisteet), ja alueen rankingarvojen keskiarvon tuli olla yli 0.87 tai 2) alueen tuli sisältää suuria osuuksia Natura 2000 -

luontotyyppien esiintymisalueista (kuvassa 16 vaakatasossa olevan katkoviivan yläpuolelle jäävät ristit).



Kuva 16. Automaattisesti tunnistettujen luontoarvokeskittymien jakautuminen niiden pinta-alan (x-akseli), alueen ranking-arvojen keskiarvon (MR) ja luontotyyppien esiintymistasojen summan perusteella (LTS). Pystyllä katkoviivalla on merkitty 20 km² kriteerin raja ja vaakasuoralla katkoviivalla esiintymisaluiden summan raja (1).

Merkittäviä luontoarvokeskittymiä valittiin yhteensä 36 kappaletta (kuva 17, liite 9). Alueiden sija-numerot ovat suuntaa-antavia, koska ehdotonta järjestystä ei ole olemassa. Alueista kymmenen valittiin alueen korkean ranking-arvojen keskiarvon perusteella (ympyrät), 13 Natura 2000 -luontotyyppien esiintymisaluiden summan perusteella (nelikulmiot) ja 13 kummankin kriteerin perusteella (kulmallaan seisovat nelikulmiot). Taulukkoon 8 on koottu kymmenen merkittävintä luontoarvokeskittymää lyhennettyine sisältöineen sekä tunnuslukuineen. Yhtä poikkeusta lukuun ottamatta nämä kymmenen maisemaa tulivat valituiksi kummankin kriteerin perusteella. Vain Luiron ja Lämsänaavan ja Sakkalan suoalueet Pelkosenniemen ja Savukosken kunnissa (alue 6 kartassa 17) valittiin ranking-arvojen keskiarvon perusteella. Pinta-alaltaan suurin merkittävistä luontoarvokeskittymistä on Käsivarren erämaa-alue (1870 km²) ja pienin Linnanvuoren lehtojensuojelualue (0.12 km²). Vattajanniemen ja Laumakarinn arvokkaat elinympäristöt ovat luontoarvoltaan kaikkein arvokkaimmat kummallakin kriteerillä mitaten, mikä tarkoittaa, että luontoarvokeskittymä muodostuu kohteista, jotka sijoittuvat hyvin korkealle alueiden välisessä priorisaatiossa (MR 0.982), ja alueella esiintyy suuria osuuksia monien luontotyyppien esiintymistä (LTS 11.466).



Kuva 17. Kartta Zonationin automaattisen maisemientunnistuksen perusteella valituista merkittävimmistä luontoarvokeskittymistä. Nimet ovat suuntaa-antavat ja niitä on jouduttu lyhentämään tätä karttaa varten. Alueiden täydelliset nimet, sisällöt ja tunnusluvut on esitelty liitteessä 9. Kartan numerointi vastaa liitteen 9 numerointia.

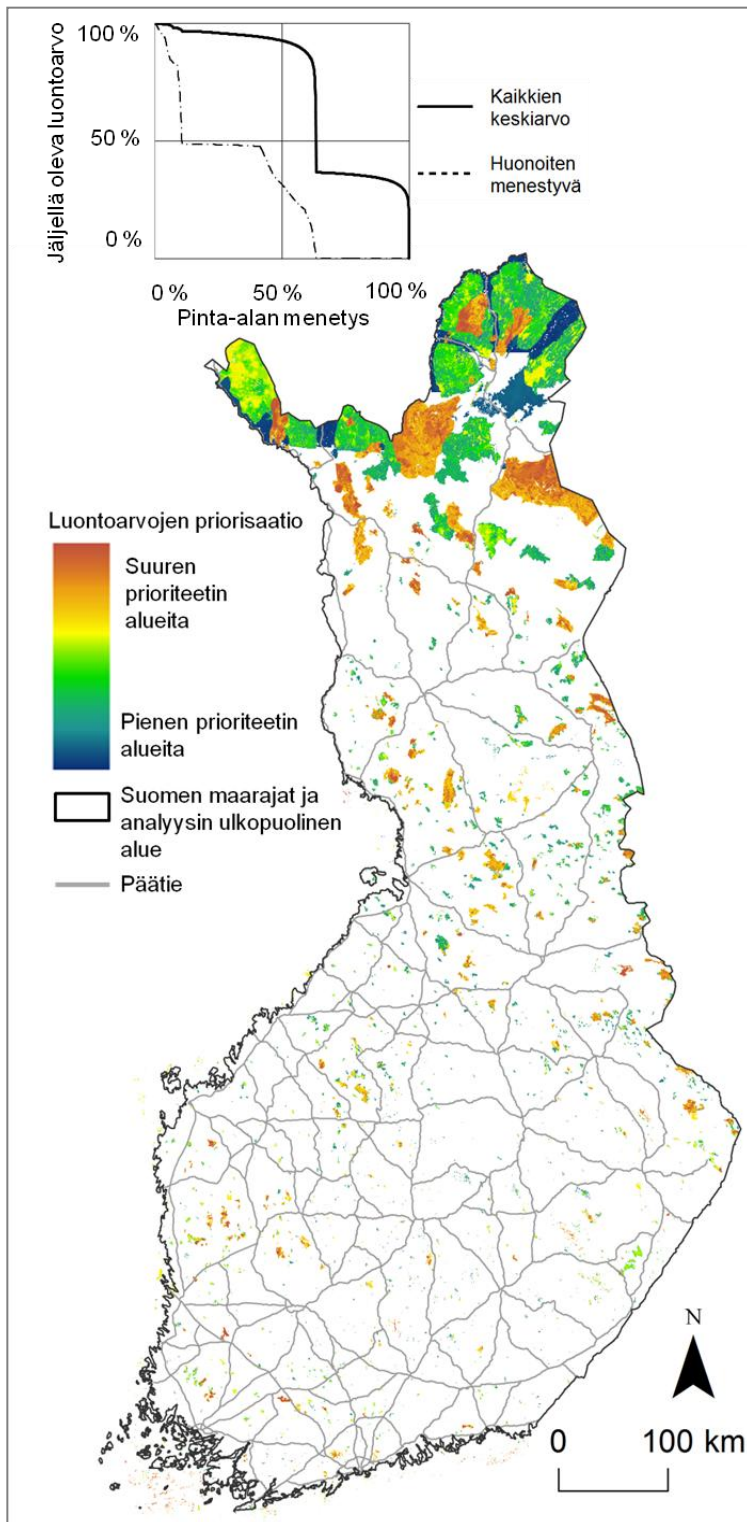
Taulukko 9. Pääanalyysin kymmenen merkittävintä luontoarvokeskittymää. Numerointi vastaa kuvan 17 numerointia. MR = alueen rankingarvojen keskiarvo, LTS = luontoarvokeskittymässä esiintyvien luontotyyppien esiintymisalueiden summa. LTS summautuu kokonaisuudessaan 136:een, mikä on piirrekerrosten määrä analyysissä. 50/10/1 % = niiden piirteiden lukumäärä, joiden esiintymisalueesta on enemmän kuin 50 %, 10 % ja 1 % kyseisessä merkittävässä luontoarvokeskittymässä. Taulukossa on jouduttu lyhentämään joidenkin alueiden nimiä. Alueiden täydelliset nimet, sisällöt ja tunnusluvut on esitelty liitteessä 9.

Sijointus	Nimi ja koko	MR/LTS	50/10/1%	Tärkeimmät luontotyypit osuuksineen
I / 1.	Vattajanniemi 27 km ²	0.982 11.5	5/10/14	liikkuvat alkiovaiheen dyynit 96 %, liikkuvat rantakauradyynit 93 %, kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit 87 %, metsäiset dyynit 79 %, Itämeren hiekkarannat 50 %, variksenmarjadyynit 34 %
II / 16.	Käsivarsi 1870 km ²	0.877 11.1	5/11/17	karut tunturiniityt 94 %, kalkkikalliot 88 %, tunturipajukot 79 %, tuntureiden vyörysoiraikot ja -lohkareikot 64 %, variksenmarjadyynit 57 %, tunturijoet ja purot 45 %, palsasuot 30 %, silikaattikalliot 26 %
XI / 2.	Puurijärvi 29 km ²	0.954 2.0	1/1/5	luontaisesti ravinteiset järvet 85 %, kosteat suurruohoniityt 10 %, keidassuot 4 %, tulvametsät 2 %, puustoiset suot 1 %
III / 11.	Saaristomeri 77 km ²	0.888 6.3	1/9/18	harjusaaret 71 %, ulkosaariston saaret ja luodot 40 %, kasvipeitteiset merenrantakalliot 36 %, itämeren hiekkarannat 30 %, runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt 28 %, kivikkorannat 23 %, riutat 16 %
IV / 3.	Pori 55 km ²	0.949 6.1	3/7/12	laajat matalat lahdet 80 %, jokisuistot 79 %, alavat niitetyt niityt 71 %, merenrantaniityt 18 %, ulkosaariston saaret ja luodot 18 %, kivikkorannat 17 %, kosteat suurruohoniityt 11 %
XVI / 4.	Koihna 24 km ²	0.926 1.7	1/1/2	muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot 82 %, puustoiset suot 6 %
V	Hailuoto 11 km ²	0.954 3.9	2/3/12	kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit 98 %, vedenalaiset hiekkasärkät 53 %, dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet 12 %, metsäiset dyynit 7 %, sukessiometsät 7 %
XXVI / 5.	Loukinen 58 km ²	0.926 1.0	0/1/7	huurresammallahteet 22 %, tulvametsät 9 %, letot 8 %, aapasuot 5 %, puustoiset suot 5 %, metsäluhdat 4 %, tulvaniityt 2 %
VI / 24.	Oulanka 190 km ²	0.851 3.3	1/2/11	kalkkilammet ja järvet 100 %, tulvaniityt 15 %, kalkkikalliot 8 %, letot 8 %, humuspitoiset järvet ja lammet 6 %, lehdot 5 %, huurresammallahteet 4 %, tulvametsät 4 %, luonnonmetsät 3 %
6.	Luiro 90 km ²	0.924 1.0	0/3/6	metsäluhdat 14 %, letot 13 %, huurresammallahteet 10 %, aapasuot 6 %, keidassuot 5 %, puustoiset suot 4 %

Merkittävät luontoarvokeskittymät voidaan jakaa karkeasti kolmeen ryhmään (liite 9). Ensinnäkin voidaan erotella alueet, joilla esiintyy monia Natura 2000 -luontotyyppisiä ja joidenkin niiden esiintymisalueista suuria osuuksia. Tällaisia alueita olivat etenkin Perämeren rannikon Vattajanniemi ja Laumakari sekä Käsivarsi. Toiseksi voidaan erotella alueet, jotka

sisältävät monia Natura 2000 -luontotyyppisiä mutta joilla minkään luontotyyppin esiintymisalueen osuus koko luontotyyppin esiintymisalueesta ei ole erityisen suuri. Tällaisia monipuolisia ja heterogeenisiä suojelualueita ovat esimerkiksi Pallas-Yllästunturin ja Urho Kaleva Kekkonen kansallispuistot. Tässä toisessa ryhmässä Natura 2000 -luontotyyppien määrä vaihtelee viidestätoista muutamiin. Kolmantena voidaan erottaa alueet, jotka ovat erittäin edustavia yhden Natura 2000 -luontotyyppin suhteen, kuten Patvinsuon ja Itäisen Suomenlahden kansallispuistot.

Monet luontotyyppit esiintyvät hyvin keskitetysti joko vain tai pääsääntöisesti yhdessä merkittävässä luontoarvokeskityksessä (yli 50 % luontotyyppin esiintymisalueesta samalla alueella) ja loput esiintymisalueesta sirpaleisesti muualla. Tällaisia luontotyyppisiä oli 28. Käsivarren alue on tässä suhteessa erityinen, koska sen alueella sijaitsi yli puolet viiden Natura 2000 -luontotyyppin esiintymisalueista, ja Vattajanniemen ja Laumakarin alueella sijaitsi ainoana alueena yli puolet neljän luontotyyppin esiintymisalueista. Porin rannikkoalueilla esiintyi ainoana yli puolet kolmen luontotyyppin esiintymisalueista, Hailuodossa ja Santapankissa ainoana yli puolet kahden luontotyyppin esiintymisalueista ja 14 merkittäväällä luontoarvokeskitymäalueella sijaitsi yli puolet yhden luontotyyppin esiintymisalueista.



Kuva 18. Hierarkkisen analyysin priorisaatiokartta ja esiintymiskäyrät.

3.3 Hierarkkisen analyysin tulokset

Hierarkkisen analyysin tuloksista (kuva 18, liite 7) nähdään tutkimusalueen priorisaatio, kun alueiden priorisaation suuruuteen on vaikuttanut niiden suojelustatus luontotyyppien luonnontilaisuuden ja edustavuuden sekä luontotyyppien erityisarvojen ja alueiden väliseen kytkeytyvyyden lisäksi. Analyysin piirrekerrosten säädöt ovat täsmälleen samat kuin pääanalyysissä, mutta solujen poistot suoritettiin aloittaen alhaisimman suojelustatuksen alueelta ja edeten kohti vahvasti suojeltuja alueita.

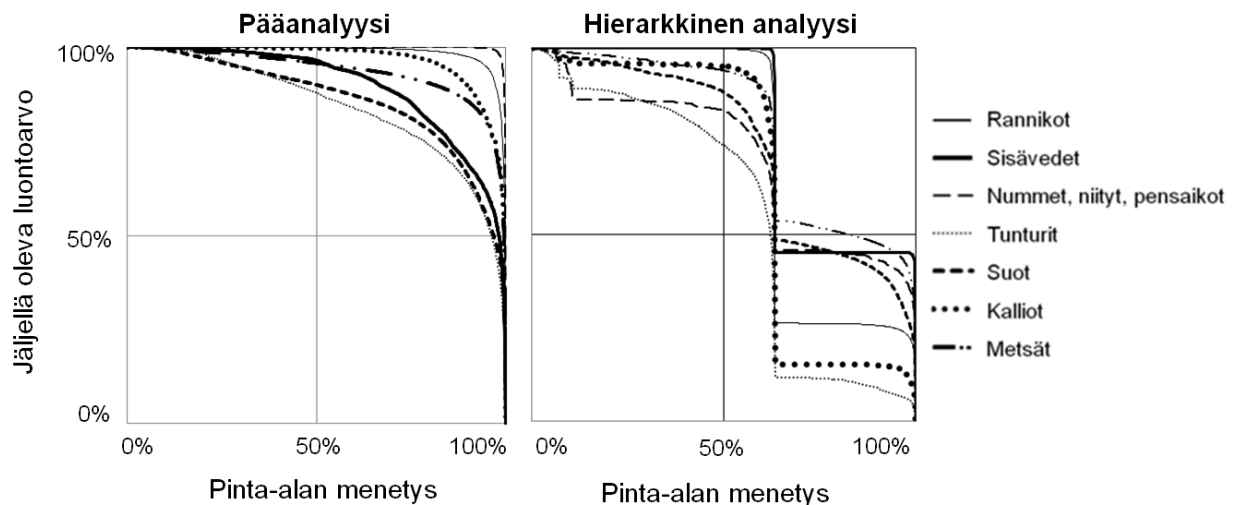
Alueen suojelustatus määrittelee lähtökohtaisesti, kuinka suuren priorisaation alue voi ylittäänsä saada. Vasta tämän jälkeen alueen priorisaatioon vaikuttaa alueen lähtökohtainen laatu (kuten ensimmäisessä perusanalyysissä), alueiden välinen kytkeytyvyys (kuten toisessa perusanalyysissä) sekä alueiden erityisarvot (kuten

kolmannessa perusanalyysissä). Kytkeytyvyys ja painotukset näkyvät tuloksissa yhtä lailla (kuten neljännessä perusanalyysissä) nostaten esille yhtenäiset korkean luontoarvon alueita siinä missä myös yksittäisten arvokkaiden kohteiden arvo säilyy. Hierarkkisessa analyysissä priorisaatioltaan suuret alueet ovat ensinnäkin tiukasti suojeltuja ja toisekseen edustavia ja luonnontilaisia, harvinaisia, monipiirteisiä, niissä esiintyvien luontotyyppien suojelutilanne on huono, moni uhanalainen laji on riippuvainen tästä luontotyyppistä tai luontotyyppi on EU:n ensisijaisen suojelun kohteena tai ne sijaitsevat lähellä samankaltaisia alueita. Ne voivat myös olla näiden asioiden sekoituksia (taulukko 8). Suojelustatuksen määräämän alueiden poistojärjestyksen vuoksi hierarkkisen analyysin priorisaatio on hyvin erilainen verrattuna perusanalyysiin (kuvat 11–14) ja siinä erottuu selvästi erillisiä alueita.

Erot Natura 2000 -luontotyyppien luontoarvojen säilymisessä (kuva 18, liite 7) edellisiin analyysiin ovat suuria. Kun tarkastellaan hierarkkisen analyysin 10 %:n huippuosuutta, havaitaan seuraavia asioita: Tilanteessa, jossa 90 % maisemasta on poistettu, kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien luontoarvosta on keskimäärin menetetty jopa 66 % (kuva 18, liite 7). Vain kaksi luontotyyppiä on mukana hierarkkisessa analyysissä enää kokonaisuudessaan – siniheinäniityt ja taarnaluhtaletot – ja ne ovat samalla ainoat luontotyypit, joiden tilanne on pysynyt samana verrattuna pääanalyysiin. Suurimmat vähennykset (yli 80 % esiintymistasosta poistettu) ovat kohdistuneet 29 luontotyyppiin. Huonoiten menestyvät laajat matalat lahdet, kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit, runsaslajiset jäkkiniityt ja pensaskanervikot. Näiden neljän luontotyyppien luontoarvot on menetetty tilanteessa, jossa maisemasta on poistettu 63 %, eli juuri ennen korkeimmalle hierarkiatasolle siirtymistä. Kolmen luontotyyppien luontoarvojen esiintymistasot ovat puolestaan parantuneet: luonnonmetsien esiintymistaso on noussut 3 %, aapasoiden 1 % ja keidassoiden 1 %. Näiden kolmen luontotyyppien kokonaispinta-ala vastaa lähes 50 %:a koko tutkimusalueen pinta-alasta (liite 1), joten pieneltä kuulostavat lisäykset niiden esiintymistasoissa ovat todellisuudessa suuria ja näkyvät siksi vähennyksinä kaikkien loppujen, usein huomattavasti pienempien luontotyyppien esiintymistasoissa.

Kun tarkastellaan pääluokkia kuvassa 19 ja taulukossa 10, havaitaan, että eniten tilanne on huonontunut tuntureiden, kallioiden ja rannikon luontotyypeillä, mikä näkyy niiden suurimpana vähennyksenä hierarkkisen analyysin esiintymiskäyrissä. Pääanalyysin tuloksissa korostui merenrannikon sekä nummien, niittyjen ja pensaikkojen luontotyyppipäryhmien pieni

kokonaispinta-ala, mikä näkyy taulukon 10 esiintymistasoissa näiden luontotyyppien hyvin suurina luontoarvon jäljellä olevana määränä. Käytännössä tämä tarkoittaa, että kun on vain todella vähän, mistä vähentää, ovat lähes kaikki alueet todella arvokkaita, koska ne ovat korvaamattomia, ja ne tulee säilyttää mahdollisimman pitkään. Hierarkkinen analyysi pakottaa poistamaan tällaisia alueita aikaisemmin. Koska Zonation pyrkii säilyttämään mahdollisimman pitkään alueen luontoarvot, se aloittaa solujen poistamisen matalampiarvoisista soluista, joutuen aina jokaisen hierarkiataason lopussa poistamaan nämä luontoarvoltaan arvokkaat solut ennen seuraavalle hierarkiataasolle siirtymistä. Tämä näkyy luontotyyppien esiintymiskäyrissä jyrkkänä luontotyyppien jäljellä olevan luontoarvon määrän laskuna juuri ennen seuraavalle hierarkiataasolle siirtymistä (kuva 19). Pienikin kasvu luontotyyppien esiintymistasojen vähenemisnopeudessa tarkoittaa, että kyseisellä hierarkiataasolla on luontoarvoltaan arvokkaita alueita, joiden poistaminen aiheuttaa luontoarvojen suuren menetyksen. Liitteessä 7 on esitelty hierarkkisen analyysin ja pääanalyysin luontotyyppien esiintymistasojen muutokset, kun jäljellä on enää paras 50 %, 25 %, 10 % ja 5 % kokonaispinta-alasta.

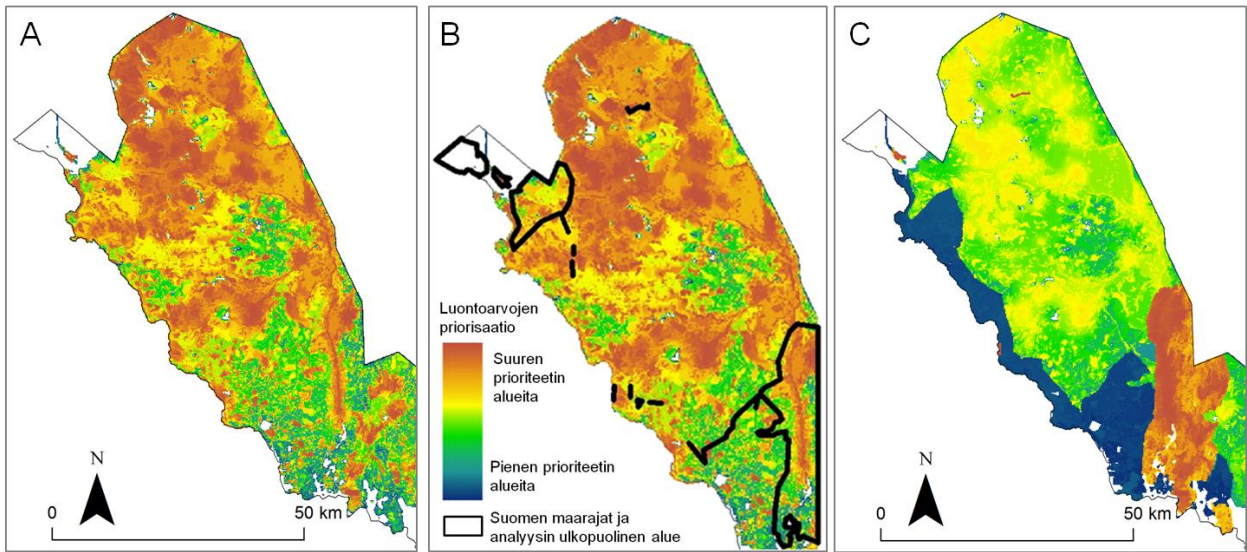


Kuva 19. Pääanalyysin ja hierarkkisen analyysin esiintymiskäyrät pääluokittain.

Taulukko 10. Pääanalyysin ja hierarkkisen analyysin Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot pääluokittain, kun tarkastellaan parasta 5 %:n, 10 %:n, 25 %:n ja 50 %:n osuutta kokonaispinta-alasta. Luontotyyppikohtaiset esiintymistasot on esitetty liitteessä 6.

Pääluokat	Pääanalyysi				Hierarkkinen analyysi			
	Top 5 %	Top 10 %	Top 25 %	Top 50 %	Top 5 %	Top 10 %	Top 25 %	Top 50 %
Merenrannikot	95	97	99	100	25	26	26	100
Sisävedet	61	69	85	96	41	43	46	83
Niityt, nummet ja pensaikot	100	100	100	100	45	45	45	100
Tunturit	54	64	77	88	7	9	11	74
Suot	55	66	81	90	34	40	46	88
Kallioiset	81	90	98	100	14	15	15	95
Metsät	80	86	92	96	45	48	52	94

Suojelustatuksen huomioiminen on nostanut ja laskenut suurien aluekokonaisuuksien priorisaatiota. Nousua on tapahtunut muun muassa Urho Kaleva Kekkonen ja Lemmenjoen kansallispuistoissa ja Pohjois-Pohjanmaan suurilla soidensuojelualueilla, kuten Lapiosuon-Ison Äijönsuon ja Oravisuon-Näätäsuon-Sammakkosuon soidensuojelualueilla sekä Kevon ja Olvassuon luonnonpuistoissa. Laskua on puolestaan tapahtunut Käsivarren, Koitelaisen kairan, Porin ja Vaasan saariston, Paistunturin ja Inarinjärven alueilla. Ero pääanalyysin ja hierarkkisen analyysin välillä on helposti havaittavissa Käsivarren pohjoisimmissa osissa (kuva 20), jotka ovat suurimmaksi osaksi erämaa-alueita. Erämaat kuuluivat hierarkkisessa analyysissä alempaan hierarkiatasoon, minkä vuoksi niiden luontoarvoltaan suuret alueet pakotettiin hierarkkisessa analyysissä poistoon ennen tiukimmin suojeltuja luonnonsuojelualueita.



Kuva 20. Pääanalyysin ja hierarkkisen analyysin priorisaatio Käsivarren alueella. **Kuva A)** pääanalyysin tulokset Käsivarren alueella, **kuva B)** luonnonsuojelualueet piirrettynä pääanalyysikarttaan ja **kuva C)** hierarkkisen analyysin tulokset Käsivarren alueella.

4. Pohdintaa ja johtopäätöksiä

4.1 Yleisesti tuloksista

Ennen tulosten pohdintaa ja johtopäätöksien tekemistä kerrataan tärkeimmät tulokset:

Luontoarvojen arvottaminen osoitti luontoarvoltaan suurten alueiden keskittyvän hyvälaatuisille, suurille ja yhtenäisille sekä pienille ja korvaamattomille alueille. Alueiden välisen kytkeytyvyyden huomioiminen tiivisti suuren priorisaation alueiden sijoittumista, kun taas luontotyyppien erityisarvojen ilmentäminen useimmiten hajautti niitä. Alueiden suojelustatuksen huomioon ottaminen muutti suuren luontoarvon alueiden priorisaatiota paljon ja osoitti, että kaikki luontoarvoltaan suurimmat alueet eivät sijaitse tiukasti suojelluilla alueilla.

Merkittävimmiten luontoarvokeskittymiksi valittiin 7 + 36 aluetta. Niissä ovat edustettuna kaikki luontotyyppipääloukat, ja ne sijaitsevat maantieteellisesti ympäri koko tutkimusalueen.

Yleisesti voidaan todeta, että suuren priorisaatioarvon kohteet sijaitsevat analyysiversioista riippumatta suurin piirtein samoilla alueilla, hierarkkista analyysiä lukuun ottamatta, jota tarkastellaan jäljempänä omassa luvussaan 4.3. Perusanalyseissä suuren priorisaation alueilla esiintyi pieniesiintymisalueisia luontotyyppisiä ja alueet ovat erityisen laadukkaita ja edustavia sekä hyvin toisiinsa kytkettyjä. Suurin alueiden priorisaatioarvoa kasvattava tekijä oli luontotyyppien esiintymisalueen pieni koko, joka tekee luontotyyppistä harvinaisen ja täten korvaamattoman. Pienen koon vaikutusta kuvaa hyvin se, että esimerkiksi kun 90 % maisemasta oli poistettu, olivat 36 luontotyyppien kaikki esiintymisalueet vielä koskematta (perusanalyysi 2). Tämä tarkoittaa, että toisen nämä 36 luontotyyppiä kuuluvat tällöin parhaaseen 10 %:n priorisaation osuuteen, koska niiden esiintymisalueita on niin vähän, että ennen kuin niiden poistaminen aloitetaan, poistetaan yleisempien luontotyyppien (tässä tapauksessa 32 luontotyyppin) alueita. Toinen esille nouseva alueiden priorisaation suuruuteen vaikuttava seikka on alueiden lähtökohtainen laatu, eli edustavuus ja luonnontilaisuus.

Kolmantena esille nousee alueiden välinen hyvä kytkeytyvyys, joka ilmeni etenkin suurilla, yhtenäisillä ja hyvälaatuisilla suojelualueilla ja pirstoutuneilla alueilla, joissa pienikin alueiden kytkeytyvyyden lisääminen nosti yhtenäisten alueiden priorisaatioita. Tällainen tilanne oli muun

muassa kallioisilla ja merenrannikon luontotyypeillä, joiden esiintymisalueet ovat paikoitellen erittäin pirstoutuneet. Lisäksi alueiden saamiin priorisaatioihin vaikutti voimakkaasti alueiden suojelun voimakkuus, joka huomioitiin vain hierarkkisessa lisäanalyysissä.

Yksittäisen alueen priorisaatio erosi eri analyysiversioissa. Versioiden erojen perusteella voidaan todeta, mitkä kohdat esimerkiksi yksittäisestä kansallispuistosta ovat erityisen arvokkaita alueen lähtökohtaisen laadun, alueiden välisen kytkeytyvyyden, alueiden erityisarvojen tai näiden kaikkien perusteella. Analyysit, joissa huomioitiin alueiden välinen kytkeytyvyys niiden samankaltaisuuden perusteella sekä luontotyyppien erityisarvot, vievät lähimmäksi todellisuutta: tuloksissa yhdistyy alueen paikallinen ekologinen laatu alueen ympäristön vaikutukseen ja alueen luontotyyppien lajiston ja suojelun tilanteeseen. Käytännössä havaittiin, että analyyseissä, joissa huomioitiin luontotyyppien erityisarvot, suuren priorisaation alueet hajaantuivat. Tällaisia alueita, jotka nousevat esiin ilman alueiden välisen kytkeytyvyyden huomioimista, tuleekin tämän vuoksi tarkastella paikallisina luontoarvorikastumina. Sen sijaan analyyseissä, joissa huomioitiin alueiden välinen kytkeytyvyys niiden samankaltaisuuden perusteella, ilmenettiin biodiversiteetin dynamiikan kannalta tärkeitä alueita suuren priorisaatioarvon tiivistymänä. Alueet, jotka nousevat useissa analyysiversioissa esille suurella priorisaatiolla voidaan varsinkin pitää luontoarvoiltaan tärkeinä, kuten Käsivarren alue tai Torronsuon kansallispuisto. Lisäksi analyyseissä nousi esille joitakin suuren prioriteetin alueita, joiden arvo ilmeni vasta kun alueiden välinen kytkeytyvyys huomioitiin, kuten Oulangan kansallispuisto tai Pisavaaran luonnonpuisto. Hyvin toisiinsa kytkeytyneet alueet ovat tärkeitä, koska lajien elinalueiden välinen kytkeytyvyys on biodiversiteetin kannalta yksi merkittävimmistä tekijöistä. Tällaisten alueiden avulla voidaan auttaa hillitsemään biodiversiteetin vähenemistä, ja niinpä niiden kytkeytyvyyden turvaaminen on ensiarvoisen tärkeää (Fahrig & Merriam 1994, Hanski 1999). Koska suuren prioriteetin alueet sijaitsevat kytkeytyneisyyden ilmentämisestä huolimatta pirstoutuneesti, on huomiota kiinnitettävä myös suojeltavien alueiden väliin jääviin alueisiin, koska hyvin esimerkiksi Fahrigin (2001) ja Araujon ym. (2004) mukaan kytkeytyneiden suuren priorisaation alueiden läheisten alueiden suojelu ja ennallistaminen on ensisijaista, jotta suojelualueilla saadaan turvattua muun muassa lajien tarvitsemien resurssien riittävyys, alueen kantokyvyn taso, lajille sopivien alueiden runsaus ja lajien pysyvyys.

Tutkimusalueen epätasainen jakautuminen pohjois-eteläakselilla vaikuttaa kaikkiin tuloksiin, vaikka tulokset osoittavatkin luontoarvoiltaan arvokkaiden alueiden sijaitsevan maantieteellisesti ympäri tutkimusaluetta. Tämä osoittaa, että tämä tutkimus löysi arvokkaita alueita myös muualta kuin vain suurilta ja yhtenäisiltä suojelualueilta. Pinta-alan suhteen suurin osa suuren prioriteetin alueista sijaitsee pohjoisessa, alueilla, jotka ovat hyvin kytkeytyneitä, edustavia ja luonnontilaisia ja joilla esiintyy harvinaisia luontotyyppisiä. Tällaiset suuret suojelualueet tarjoavat lajistolle paremmin kytkeytyneitä elinalueita, ja olosuhteiden muuttuessa, esimerkiksi ilmastonmuutoksen seurauksena, ne pystyvät tarjoamaan joustavammin elinaluevaihtoehtoja. Monet Suomen olosuhteisiin sopeutuneet eliölajit ovat tällaisten yhtenäisten alueiden, esimerkiksi vanhojen metsien lajeja, jotka kärsivät elinalueen pirstoutumisesta pienempiin palasiin (Rassi ym. 2010). Pinta-alaltaan suurilla alueilla myös alueen reunan pituus suhteessa alueen kokoon on lyhyempi, jolloin näillä alueilla reunavaikutus on pienempi. Pienikokoiset mutta suuren prioriteetin alueet eroavat suurista siten, että ne ovat harvinaisten luontotyyppien esiintymisalueita. Tämä tekee näistä alueista korvaamattomia ja siten biodiversiteetin kannalta äärimmäisen arvokkaita. Pieninä yksittäisinä laikkuina esiintyvät erittäin harvinaiset luontotyyppit ja elinympäristöt, pitkät potentiaalisten elinalueiden välimatkat, tulevaisuuden kannalta epävakaa ja epävarma ympäristö, heterogeenisyyden puute, mahdollisesti eristyneenä elävät lajien kannat ja rajalliset hoitoresurssit tarjoavat haasteita niin käytännön suojelutyölle kuin alueiden ekologiselle tai lajien biologisellekin (Hanski 2005). Tämän vuoksi ja koska Suomen suojelualueverkosto tiedetään liian heikoksi pysäyttämään biodiversiteetin väheneminen, tulee muun muassa Etelä-Suomen vähistä suojelualueista pitää kiinni ja niiden selviytymismahdollisuuksia parantaa mahdollisuuksien mukaan, olipa niiden laatu juuri nyt mikä tahansa. Etelä-Suomen korkean luontoarvon alueet tarvitsevat tukea myös muualta kuin vain muilta suojelualueilta, minkä vuoksi niitä tulisi tarkastella yhdessä ympäristönsä kanssa, ei vain osana suojelualueverkostoa.

Tulosten perusteella ei tule tehdä johtopäätöksiä kuten ”pienen prioriteetin alueet ovat arvottomia”, koska tutkimuksessa oli yhdistettynä sekä alueiden suojeluun ja luontoarvoihin liittyviä hyviä että huonoja puolia, kuten alueen laatu (hyvän indikaattori) tai lajiston uhanalaisuus (huonon indikaattori). Siksi onkin syytä muistaa 8 asiaa. 1) Tuloksia tarkastellessa tulee muistaa, kuinka priorisaatio on tehty, eli että Zonation tekee aineiston sisäisen priorisaation,

ei valitse korkealaatuisia alueita. 2) Suomen suojelualueverkostossa ei ole varaa alueiden menetykseen, koska verkosto tiedetään entuudestaan riittämättömäksi ja liian pirstoutuneeksi (Heinonen 2007, Ympäristöministeriö 2007, Raunio ym. 2008, Rassi ym. 2010). 3) Alueiden priorisaatio riippuu analyyseissä käytettävistä painoista, joiden tarkoitus on turvata tärkeimpien kohteiden suojelu eikä määritellä nimenomaisesti niiden arvoa (keskustelu Anni Arposen kanssa 17.11.2011, Biotieteiden laitos). Tämä tarkoittaa, että tuloksia tarkasteltaessa Natura 2000 - luontotyyppien esiintymiskäyrien y-akselin ei voida katsoa edustavan todellista luontoarvoa, vaan suhteellista arvoa, johon voidaan vaikuttaa piirteiden painotuksilla. 4) Pienen priorisaation alueet toimivat usein puskurivyöhykkeinä kaikista korkeimman prioriteetin alueille, ja korkean luontoarvon alueen ympäriltä suojelualueiden tuhoaminen edesauttaisi alueiden luontoarvojen häviämistä tulevaisuudessa. 5) Pienen priorisaation alueet ovat potentiaalisia korkean prioriteetin alueita, jos niiden kytkeytyvyys pystytään turvaamaan tai laatua parantamaan. 6) Alueen luontoarvot voivat olla suuret, vaikka niiden priorisaatio olisikin alhainen, jonkin muun syyn vuoksi. Esimerkiksi hierarkkisessa analyysissä monet erämaa-alueet saivat pienemmän priorisaatioarvon maankäyttöluokista johtuneen pakotuksen vuoksi, ja opinnäytetyötä tehdessä on käynyt ilmi, että aineistossa on puutteita ja virheitä, jotka vaikuttavat korkean luontoarvon alueiden tunnistamiseen. 7) Pienen priorisaation alueiden arvo muuttuu, jos jokin suuren priorisaation tai merkittävien luontoarvojen alue tuhoutuu tai häviää. 8) Alueet, joiden priorisaatioarvo on suurin, on poistettu analyysistä viimeisenä. Näiden alueiden arvoon on vaikuttanut jokainen Zonationin suorittama solujen poisto Zonationin käänteisen iteratiivisen toimintaperiaatteen mukaisesti (Moilanen ym. 2011).

4.2 Merkittävien luontoarvokeskittymien tunnistaminen

Suuren luontoarvon alueista koottujen merkittävien luontoarvokeskittymien tarkoitus on osoittaa alueet, joihin tulee kohdistaa tarkempaa huomiota suojelualueverkoston ylläpitoa suunnitellessa – ei määritellä tarkasti suojelualueverkostomme tärkeimpiä kohdealueita. Merkittävät luontoarvokeskittymät ovat valtakunnallisella tasolla tärkeitä alueita, ja niiden säilymiseksi

tulevaisuuteen tulee tehdä pitkäjänteisesti töitä. Näiden alueiden arvot ovat usein riippuvaisia niitä ympäröivistä alueista.

Silmämääräisesti pääanalyysin priorisaatiosta tunnistetut merkittävät luontoarvokeskittymät ovat suuria ja yhtenäisiä alueita, ja ne sijaitsevat osittain samoilla alueilla LSI:n avulla tunnistettujen merkittävien luontoarvokeskittymien kanssa. Alueiden päällekkäisyys osoittaa, että arvottamisen perusteella tehdyllä silmämääräisellä tunnistamisella saatiin hyvä alustava käsitys siitä, mihin luontoarvot ovat keskittyneet Suomessa. Alueet ovat kuitenkin LSI-tunnistukseen verrattuna käytännön kannalta liian suuria, ja pienet arvokkaat alueet jäävät huomaamatta. Toisin sanoen silmämääräisesti valtakunnallisessa mittakaavassa käyttökelpoisten merkittävien luontoarvokeskittymien tunnistaminen on mahdollista suuntaa antavasti, mutta valituksi tulleet alueet ovat niin suuria, että niiden kattaman pinta-alan hoitoon ja ylläpitoon keskittyttäessä voidaan hukata resursseja, joille olisi ollut tarpeellista käyttöä muualla. Tästä eteenpäin tulostenpohdinnassa keskitytään vain LSI-avusteisesti tunnistettuihin merkittäviin luontoarvokeskittymiin.

Merkittävät luontoarvokeskittymät sijoittuvat maantieteellisesti ympäri tutkimusalueen. Keskittymien koko vastaa tutkimusalueen maantieteellistä rakennetta. Yleisesti voidaan sanoa, että pienten alueiden arvo perustuu enimmäkseen niiden sisältämien harvinaisten luontotyyppien korvaamattomuuteen. Suurien alueiden arvo perustuu niiden kokoon ja sen mukanaan tuomaan hyvään alueiden väliseen kytkeytyvyyteen, ja ne voivat sisältää yleisempiäkin luontotyyppisiä. Kaksi merkittävää luontoarvokeskittymää korostuu ylitse muiden, ja niistä toinen, Vattajanniemen ja Laumakarin alue, edustaa pientä ja korvaamatonta aluetta ja toinen, Käsivarren pää, suurta ja hyvin kytkeytynyttä, mutta myös harvinaisia luontotyyppisiä sisältävää aluetta. Näitä alueita voidaan luonnehtia Suomen Natura 2000 -luontotyyppien hotspot alueiksi (Myers ym. 2000). Nämä alueet ovat ainutlaatuisia, koska vastaavia luontotyyppisiä ja sitä kautta lajien elinalueita ei ole tarjolla muualla. Tämä näkyi myös muualla saaristossa, johon sijoittui monia merkittäviä luontoarvokeskittymiä alueiden luonnollisesti pirstoutuneen rakenteen ja esiintymisalueeltaan pienten luontotyyppien vuoksi. Etelä-Suomen suojelualueverkoston ja luontotyyppien esiintymisalueiden pirstoutuneisuus näkyi tuloksissa siten, että Etelä-Suomessa sijaitti monia hyvin pienikokoisia arvokkaita alueita, jolloin ne eivät täyttäneet ensimmäistä kriteeriä (yli 20km² ja ranking-arvojen keskiarvo yli 0.87) ja ne sisälsivät vain pieniä osia

luontotyyppien esiintymisalueista (eivät täyttäneet toista kriteeriä, jonka mukaan esiintymisalueiden summan tuli olla yli 1). Etelä-Suomen merkittävät luontoarvokeskittymät olivat tämän vuoksi usein 1) suurempia suojelualueita, kuten kansallispuistoja (esimerkiksi Puurijärvi-Isosuon ja Torronsuon kansallispuistot), 2) pieniä yksittäisiä erittäin harvinaisten luontotyyppien viimeisiä esiintymiä (esimerkiksi Suomen ainoat taarnaluhtaletot alueella XII ja lähes kaikki orkidea-alueet, eli kuivat niityt ja pensaikat kalkkipitoisilla alustoilla, alueella XIV) tai 3) yhden tai harvojen luontotyyppien tiivistymiä tietylle alueelle (monet soidensuojelualueet). Joillain Pohjois-Suomen suurilla ja komeilla suojelualueilla esiintyy paljon sellaisia luontotyyppisiä, jotka ovat yleisiä. Tällöin suuri pinta-alakaan ei riitä nostamaan aluetta merkittävien luontoarvokeskittymien joukkoon, koska alueella ei sijaitse tarpeeksi luontotyyppien kaikkein arvokkaimpia alueita tai tarpeeksi suuria osuuksia niiden esiintymisalueista. Tällainen tilanne oli esimerkiksi Lapin kolmion alueella olevilla suurilla suojelualueilla. Sen sijaan Oulanka tuli valituksi 10 merkittävimmän luontoarvokeskittymän joukkoon, koska sen alueella esiintyi tarpeeksi suuria osuuksia monien luontotyyppien esiintymisalueista. Oulangan arvoa nosti erityisesti se, että 99,5 % kaikista Suomen kalkkilammista ja -järivistä sijaitsi sen alueella. Itä-Suomen suojelualueet olivat tyypillisiä esimerkkejä pienien ja suurien alueiden väliltä: alueilla esiintyy sekä harvinaisia että yleisiä luontotyyppisiä, ja näiden suhde yhdessä alueen koon ja kytkeytyvyyden kanssa sanelee alueen merkittävyyden.

4.3 Mitä hierarkkisen analyysin tulokset kertovat?

Hierarkkisen analyysin tulokset (kuva 18, liite 7) osoittavat, että suojelualueiden suojelun voimakkuuden huomiointi vaikuttaa alueiden saamien priorisaatioiden suuruuteen selvästi. Muutokset koskivat varsinkin alueita, jotka eivät ole luonnonsuojelualueita ja joiden priorisaatio oli pääanalyyssissä suuri. Esimerkiksi pääanalyyssin parhaaseen 30 %:n priorisaatio-osuuteen kuuluneiden erämaa-alueiden (36 % parhaasta 30 %:sta) priorisaatio pieneni hierarkkisen analyysin pakotuksen vuoksi. Käytännössä hierarkkisen analyysin tulos osoittaa, missä sijaitsevat

luontoarvoltaan suurimmat alueet Suomen luonnonsuojelualueilla, koska korkein hierarkiataso, Suomen luonnonsuojelualueet, käsitti 36 % koko tutkimusalueen pinta-alasta.

Tulokset osoittavat, että alueet, joilla on suuria luontoarvoja, eivät sijaitse täysin päällekkäin tiukasti suojeltujen luonnonsuojelualueiden kanssa (kuva 20). Luontotyyppien esiintymiskäyristä nähdään, että luontoarvojen häviö on erittäin suuri varsinkin kolmannelta hierarkiatasolta korkeimmalle hierarkiatasolle siirryttäessä, joskin sitä tapahtuu jokaisen hierarkiataason lopussa (kuva 19). Luontoarvot ovat keskittyneet tietyille alueille kolmannella hierarkiataasolla, mikä näkyy siten, että pieni pinta-alan poisto aiheuttaa suuren menetyksen alueen luontoarvoissa. Esiintymiskäyristä nähdään myös (kuva 19, liite 7), että parhaassa 10 %:n priorisaatio-osuudessa luontoarvoja on kaiken kaikkiaan huomattavasti vähemmän enää jäljellä perusanalyysiin verrattuna, kun alueiden priorisaation suuruuteen vaikuttaa myös alueiden suojelun voimakkuus. Tämä johtuu hierarkiakerrosten pakotuksesta, jolloin monet harvinaiset luontotyyppien esiintymisalueet saavat pienemmän priorisaatioarvon.

Hierarkkisen lisäanalyysin tulosten avulla voidaan arvioida olemassa olevan suojelualueverkoston alueiden suojelustatusta ja sen riittävyttä alueiden luontoarvojen kannalta ja niiden säilyttämiseksi myös tulevaisuuteen. Sellaiset alueet, jotka sijaisivat kummassakin analyysissä, sekä pääanalyysissä että hierarkkisessa analyysissä, korkean prioriteetin alueilla, voidaan ajatella olevan lain turvaaman suojelustatuksen suhteen hyvässä suojelutilanteessa myös tulevaisuudessa. Alueet, joiden poistaminen aiheuttaa hierarkkisessa analyysissä suuren luontoarvojen häviön, ovat niitä, joiden säilymisestä tulevaisuuteen tulisi olla eniten huolissaan. Tämä siksi, että nämä ovat alueita, jotka sisältävät valtakunnallisessa mittakaavassa merkittäviä luontoarvoja mutta jotka eivät ole tiukasti suojeltuja. Jos näitä tuloksia käytettäisiin luonnonsuojelualueiden laajentamiseen tai uusien luonnonsuojelualueiden perustamiseen, olisivat nämä luontoarvoltaan erittäin arvokkaat alueet potentiaalisia kohdealueita.

Hierarkkinen analyysi ei perustu todelliseen käytännön ongelmaan, vaan auttaa alueiden tarkastelussa tuottaen tietoa alueiden luontoarvojen ja suojelustatuksen suhteesta. Tätä suhdetta tarkasteltiin seuraavan ajatuksen kautta: jos tutkimusalueen luontoarvot jouduttaisiin tuhoamaan, niin poliittisista syistä olisi todennäköisintä, että tuhoaminen aloitettaisiin heikomman suojelustatuksen alueilta ja edettäisiin kohti kaikkein vahvimmin suojeltuja alueita. Tätä ajatusta tuki keskustelu Metsähallituksen luontopalveluiden Pohjois-Suomen aluepäällikön Yrjö

Norokorven kanssa (13.6.2011). Keskustelu tuki huolta muiden kuin luonnonsuojelualueiden luontoarvojen säilymisestä. Tällaisella alueella tai sen ympärillä voidaan harjoittaa esimerkiksi kaivostoimintaa tai maansiirtotöitä, joka eivät merkittävästi heikennä alueiden Natura 2000 - luonnonarvoja, mutta voivat pitkällä tähtäimellä vaikuttaa niihin, koska näiden alueiden käyttöä rajoittaa vain Natura 2000 -lainsäädäntö. Kaikki tutkimusalueen kohteet on suojeltu vähintään luonnonsuojelulain Natura-pykälien (LSL §65 ja §66) avulla. Laissa säädetään, että kohteiden luonnonarvoja, eli niitä arvoja, joiden suojelemiseksi alue on sisällytetty tai on tarkoitus sisällyttää Natura 2000 -verkostoon, ei saa merkittävästi heikentää, ellei yleinen etu sitä vaadi. Tämä tarkoittaa, että alueen suojeltavien piirteiden luontainen levinneisyys, rakenne ja toiminta säilyvät sekä niiden lajiston säilyminen on turvattu (Airaksinen & Karttunen 2001, Gustafsson ym. 2002, Liukko ym. 2008). Toiminta lasketaan lain vastaiseksi vasta, kun tehdyn vahingon vaikutus olisi ”suotuisan suojelutason saavuttamisen tai säilyttämisen kannalta merkittävä, mitattavissa oleva suora tai välillisesti haitallinen vaikutus”. Alueiden luontoarvojen säilymiseen voidaan vaikuttaa muun muassa Metsähallituksen sisäisin päätöksin, kuten vuonna 2006 tehdyllä päätöksellä erämaa-alueiden luonnonmukaisesti käsiteltävien alueiden jättämisestä pysyvästi hakkuiden ulkopuolelle on tehty (Lilja-Rothsten 2011). Luontoarvot kilpailevat kuitenkin myös muidenkin kuin vain Metsähallituksen omien toimintojen kanssa. Luontoarvot ovat sitä uhatummat, mitä lähempänä ihmisasutusta alue sijaitsee tai mitä enemmän rahallista hyötyä alueen katsotaan tarjoavan ihmisille (Margules & Pressey 2000, Sarkar ym. 2006). Esimerkiksi Kilpisjärven alueella matkailu kilpailee maailmanlaajuisesti uniikin maiseman ja luonnon kanssa (Pöyry Finland Oy 2010), Sodankylässä kaivosteollisuus valtakunnallisesti merkittävien suo- ja lintualueiden kanssa (Lalli & Iljina 2006, Sinnemäki 2011, Suomen Tietotoimisto 2011) ja Pallaksella Kansallispuisto menetti alueitaan jo matkailukeskuksen laajentamiseksi (LPY 4a§, Hildén ym. 2009).

Merkittävimpiä luontoarvokeskittymiä ei tunnistettu hierarkkisesta analyysistä, koska 1) opinnäytetyön tarkoitus oli selvittää koko Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnoimien alueiden luontoarvot ja tällainen selvitys olisi osittain hyödytön, jos jo tutkimuksen alkuvaiheessa olisi määritelty joidenkin alueiden olevan vähäarvoisempia kuin toisten, ja 2) kaikki suojelun painopistealueet olisivat sijoittuneet jo olemassa oleville luonnonsuojelualueille, koska korkein hierarkiataso käsitti 36 % tutkimusalueesta ja suojelun painopistealueet valittiin parhaasta 30 %:n

alueesta. Käytännössä tämä tarkoittaa, että suojelun painopistealueet voi jo nyt erottaa kartasta etsimällä sieltä kaikki luonnonsuojelualueet ja valitsemalla näiden alueiden joukosta suurimman priorisaation keskittymät (liite 3).

4.4 Pohdintaa tutkimusaineistojen puutteista ja eroista

Tutkimusaineisto soveltui tämän opinnäytetyön tekemiseen hyvin, kunhan tuloksia lukiessa, tulkitessa ja käyttäessä muistetaan aineiston ominaispiirteet ja ongelmat. Tämä tutkimus selvensi käytettyjen aineistojen puutteita ja tarvittavien lisäaineistojen tarpeellisuutta. Täydellistä aineistoa tuskin on. Saaduista aineistoista ei käytetty kuin pientä osaa. Aineiston valinnan suurimmaksi ongelmaksi muodostui aineiston puutteellisuus – vain harvoille piirteille oli ilmoitettu tieto koko tutkimusalueelle, ja vain osa näistä piirteistä soveltui käytettäväksi tässä tutkimuksessa. Joissain tapauksissa tieto löytyi yhdelle luontotyyppiryhmälle, mutta puuttui muilta. Uhanalaisten lajien levinneisyyksien tietokanta HERTTA oli jätettävä pois sen epätasaisen jakautuneisuuden vuoksi. Suomen Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi, LUTU, jouduttiin jättämään pois, koska se keskittyy muillekin alueille kuin Natura 2000 -alueille (sen sijaan EU:n seurannat keskittyvät vain niille), ja lisäksi siinä on mukana monia luontotyyppisiä, joiden tieto olisi pitänyt sisällyttää soveltamalla muihin Natura 2000 -luontotyyppisiin. Kattavan aineiston lisäksi analyyseissä haluttiin käyttää mahdollisimman muuttumatonta perustason tietoa, jolloin tutkimustulokset olisivat perustuneet aineiston ilmentämiin ”faktoihin” eivätkä asiantuntija-arvioihin monien asioiden yhteisvaikutuksista. Lopulta kuitenkin päädyttiin käyttämään Natura 2000 - luontotyyppien aineistoja, koska niistä oli tietoa erittäin kattavasti niiden EU-raportointivelvollisuuden vuoksi. Tämän Natura-aineiston katsottiin siis olevan subjektiivisempaa mutta sen hyödyksi katsottiin aineiston kattavuus (100 %:ssa kuvioista tieto niiden luontotyyppien luonnontilaisuudesta ja edustavuudesta) ja toisaalta se, että yhteen lukuun oli pystytty sisällyttämään valtava määrä tietoa, jonka todentaminen aineistosta olisi ollut muuten vaikeaa.

Valitun LTI-aineiston tarkkuudessa ja kattavuudessa oli alueellisia eroja. Aineisto on erityisen tarkka suojelualueilla näiden alueiden suojellusten arvojen säilyttämis- ja mahdollisten hoitotoimenpiteiden suunnitteluvollisuuden vuoksi (Metsähallitus 2010a). Natura 2000 -luontotyyppien tiedot on kerätty pääosin 2000-luvulla tehdyin maastoinventoinnein, mutta Lapissa on vielä runsaasti alueita, joissa tällaista inventointia ei ole suoritettu. Näillä alueilla Natura 2000 -luontotyyppien tilan määrittäminen perustuu pääosin 1990-luvulla ilmakuvatarkasteluna kerättyyn LUOTI-aineistoon sekä tästä aineistosta tehtyyn Natura 2000-luontotyyppien ilmakuvatulkintaan (sähköpostikeskustelu Tuomas Haapalehdon kanssa 2.5.2012). Pohjois-Suomessa on yhteensä noin 200 000 hehtaaria alueita, joilta Natura 2000 -luontotyyppiä ei ole inventoitu (Metsähallitus 2010a). Muita suuria yksittäisiä ryhmiä, joiden tiedoissa on parantamisen varaa ovat vesiin liittyvät pääryhmät. Tiedot rannikon luontotyypeistä ovat erittäin vähäisiä, ja niiden keräämiseen panostetaan tällä hetkellä aiempaa enemmän. Sisävesiluonnon peruskartoitus on vielä täysin alkutekijöissään (Metsähallitus 2010a). Tarkkuus- ja ekologiaeroista huolimatta vesi- ja maaluontotyyppit yhdistettiin samoihin analyysihin. Tämä perusteltiin sillä, että 1) analyysissä oli tarkoituksena löytää korkean luontoarvon alueita, jotka saavat sisältää mitä tahansa arvokasta suojeltavaa. Lisäksi 2) jos vesialueet (joet, järvet, rannikot) olisi poistettu analyyseistä, olisivat maa-alueiden reuna-alueet lisääntyneet entuudestaan ja analyysien tulokset täten painottuneet yhtenäisille maa-alueille. Tällaisissa analyyseissä olisi menetetty alueiden luontoarvoja pirstoutumisen lisääntymisen ja arvokkaiden alueiden, kuten esimerkiksi monien suojeltujen virtavesialueiden häviämisen vuoksi (Arponen ym. 2012).

4.5 *Pohdintaa käytetyistä menetelmistä*

Zonation-ohjelmisto soveltui hyvin tämän tutkimuksen tekemiseen, ja sitä kautta luonnonhoidon ja suojelusuunnittelun apuvälineeksi. Kaikkien ohjelmistojen haasteena ovat kuitenkin käytetyt aineistot ja ohjelmistojen käyttäjät. Ohjelmistot tuottavat juuri niin hyviä tuloksia kuin mihin aineisto antaa mahdollisuudet, ja toisaalta ne tekevät juuri niin kuin ne pannaan tekemään. Tässä opinnäytetyössä oli onneksi mahdollisuus työskennellä ohjelmiston tekijöiden ja sen kehittäjien

kanssa, ja tämän työn aikana vastaan tulleet tilanteet vaikuttivat omalta osaltaan ohjelmiston kehittämiseen. Analyysejä voi versioda loputtomiin, mutta se ei olisi ollut tarkoituksenmukaista tämän opinnäytetyön kannalta. Valitut säädöt sekä käytetyt menetelmät ja muuttujat ovat kaikki perusteltuja. Joidenkin valintojen tekeminen ei ollut itsestään selvää, vaan eri vaihtoehtoja kokeiltiin ja pohdittiin ennen lopullisien säätöjen löytymistä.

Solujenpoistosäännöksi valittu *Core Area Zonation* valittiin *Additive Benefit Functionin* sijaan, koska analyyseissä haluttiin maksimoida biologinen kokonaisarvo ja säilyttää kaikkien luontotyyppien esiintymisalueita, sen sijaan että olisi valittu alueita, joilla esiintyy eniten eri luontotyyppisiä. Usein Zonation-analyyseissä tehdään molemmat versiot, mutta nyt tähän ei nähty tarvetta.

Kytkeytyvyyden ilmentämiseen valittiin monipiirteinen kytkeytymistoiminto, koska tämän työn tarkoituksena oli soveltaa Lehtomäen ym. (2009) metsien suojelualueiden laajentamiseen käyttämiä menetelmiä Suomen suojelualueiden sisäiseen priorisointiin. Kytkeytyvyyssmenetelmän ehdoton etu moniin muihin kytkeytyvyyttä kuvaaviin menetelmiin on, että se pystyy laskemaan kytkeytyvyyden yhdelle alueelle samanaikaisesti monen alueen suhteen. Muista kytkeytyvyyttä lisäävistä toiminnoista testattiin *Boundary Length Penalty*, mutta analyysit päädyttiin kuitenkin tekemään ilman tätä reunan pituuden perusteella rankaisua. *Edge Removal* -toiminto, joka valitsi soluja poistoon vain reuna-alueilta, oli myös itsestäänselvyys aineiston suuren koon vuoksi.

Analyyseissä käytetyt piirteiden painoarvot laskettiin suhteessa pääluokkien luontotyyppien lukumäärään. Erot painoissa olivat suurimmillaan 12-kertaisia. Kaikissa kolmessa painoarvoa muodostavissa tekijöissä asteikkona käytettiin 1,2 ja 3. Suuremmilla eroilla olisi saatu korostettua esimerkiksi uhanalaisen lajiston tai heikon suojelutilanteen merkitystä enemmän. Suurempien erojen muodostaminen olisi kuitenkin vaatinut suurempaa ymmärtämystä eri luontotyyppien välisistä vuorovaikutussuhteista ja suojeluun liittyvistä tekijöistä, mikä ei ollut mahdollista tämän opinnäytetyön puitteissa.

Automaattisessa maisemien tunnistamisessa (LSI) käytettyjen Zonationin maisemanvalintakriteerien lähtökohtana toimivat Moilasan ym. 2005 käyttämät säädöt. Näitä säätöjä muokkaamalla etsittiin sopivat kriteerit. Asiaa olisi voinut lähestyä myös toisin päin: päättämällä etukäteen kriteerit näkemättä, millaisia tuloksia niillä saadaan aikaan ja pysyä näissä

tuloksissa. Kummassakin tavassa on puolensa. Tässä tutkimuksessa käytetty tapa lisäsi subjektiivisuutta maisemien valinnassa, mutta myös tulosten käytettävyyttä suojelualueverkoston epätasaisen maantieteellisen jakautumisen vuoksi. Toisaalta myös jälkimmäinen tapa olisi perustunut subjektiivisiin oletuksiin siitä, millä arvoilla saataisiin valittua oikeita alueita, mutta tuloksiin ei olisi saanut sen jälkeen enää vaikuttaa. Erilaisten variaatioiden tekeminen ja valittujen kriteerien auki kirjoittaminen on tämän opinnäytetyön jatkokäytön kannalta parempi vaihtoehto. Tällöin kuka tahansa voi toistaa analyysin parhaaksi näkemillään arvoilla.

Alueiden välistä kytkeytyvyyttä ilmentävä Zonationin monen piirteen välinen kytkeytyvyys -toiminto toimi hyvin, ja oli erittäin hienoa, että tässä tutkimuksessa pystyttiin ilmentämään kytkeytyvyyttä näin kehittyneellä tavalla. Kehityksellä on hintansa, ja nyt se tarkoitti luontotyyppien samankaltaisuusmatriisien tuottamista tätä opinnäytetyötä varten. Jo pelkästään 68 luontotyyppin samankaltaisuuden määrittely olisi opinnäytetyötä suurempi asia, joten alkusuunnitelmista poiketen samankaltaisuustaulukot päätettiin lopulta toteuttaa kaikille pääluokille, mutta vain soille ja metsille ristiin. Soiden samankaltaisuustaulukkoja oli tekemässä suoluontotyyppi-asiantuntijoita. Muiden taulukkojen tekeminen perustui Natura 2000 - luontotyyppioppaaseen ja taulukkoja tekevien biologien yleistietoon, mikä tekee samankaltaisuusarvioista oikean suuntaiset, mutta silti olisi toivottavaa, että jonain päivänä olisi mahdollisuus tehdä taulukot ajan ja luontotyyppi-asiantuntijoiden kanssa uudelleen. Kaikkien luontotyyppien välisen samankaltaisuuden puuttuminen vaikuttaa osaltaan tuloksiin vähentämällä sellaisten alueiden välistä kytkeytyvyyttä, joilla todellisuudessa on toisiaan tukeva vaikutus. Tämä johtaa näiden alueiden, kuten metsäisten tunturialueiden, heikompaan havainnointiin esimerkiksi merkittäviä luontoarvokeskittymiä etsittäessä.

4.5.1 Virhelähteet ja epävarmuustekijät

Tämän tutkimuksen suurimpia tulosten oikeellisuuteen ja käytettävyyteen vaikuttaneita tekijöitä olivat tutkimusalueen pirstaleisuus, aineiston laatu ja asiantuntijatyönä tehdyt valinnat. Näistä aineiston laatua on jo käsitelty omana kappaleenaan aiemmin. Ensin mainittu tutkimusalueen

pirstaleisuus on todellisuudessa vähäisempää kuin miltä se tässä tutkimuksessa vaikuttaa olevan. Tämä opinnäytetyö käsitteli vain Suomen valtion hallinnoimia suojelualueita ja tutkimusalueella varsinkin monet pienialaiset luontotyypit esiintyvät eristyneinä joko maantieteellisistä syistä (esimerkiksi merenrannikon luontotyypit) tai ihmisen aiheuttaman elinympäristöjen tuhoamisen ja muuttamisen (esimerkiksi lehdot) tai tutkimusalueen pirstaleisen sijoittumisen vuoksi (esimerkiksi nummi-, niitty- ja pensaikkoluontotyypit). Tuloksia lukiessa ja tulkitessa tulee muistaa, että joissain tapauksissa jotkut eristyneet ja pirstoutuneet alueet sijaitsevat todellisuudessa yksityisten suojelualueiden tai muuten Suomen suojelualueverkostoa mahdollisesti tukevien alueiden, kuten esimerkiksi suoja- tai talousmetsien, vieressä. Tämä tarkoittaa, että jotkut alueet ovat todellisuudessa kytkeytyneempiä toisiin alueisiin kuin mitä tulokset väittävät, mikä osaltaan myös selittää sitä, että harvasta ja pirstoutuneesta suojelualueverkostosta huolimatta myös Etelä-Suomessa elää paljon harvinaisia lajeja. Tämä tutkimus ei ota kantaa siihen, mitkä alueet ovat oikeasti eristyneitä tai kytkeytyneitä, vaan käsittelee alueita sellaisen kuin ne aineistossa esiintyvät.

Zonationin käyttö lisää tutkimustulosten objektiivisuutta. Tutkimuksissa on kuitenkin mukana aina subjektiivisuutta, joskin sen määrä on pyritty pitämään tässä tutkimuksessa niin vähäisenä kuin mahdollista ja kaikki mahdolliset valinnat on pyritty kirjoittamaan auki, jotta tutkimustulosten käyttäjät olisivat tietoisia niistä. Tässä opinnäytetyössä tekijän tai häntä avustaneiden henkilöiden subjektiivinen mielipide ilmeni aineiston valinnoissa ja muunnoksissa, piirteiden painoarvojen määräytymisessä sekä maisemien valintakriteerien, luontotyyppien samankaltaisuuden ja kytkeytyneisyyden määrittelyssä. Joskus asian päättämiseen osallistui vain yksi ihminen, joskus kymmenkunta. Jokainen näistä asiantuntijapäätöksistä oli tarpeellinen ja ainakin askel kohti oikeampaa vastausta. Oli parempi tehdä ne kuin jättää analyysit ensimmäiseen perusanalyysiin, jossa huomioitiin vain pohjana toiminut aineisto.

Subjektiivisuutta lisäsi ensinnäkin suojelualueverkoston rakenne, mikä aiheutti sen, että esimerkiksi Etelä- ja Pohjois-Suomen sekä rannikkoseudun merkittävien luontoarvokeskittymien valintakriteereitä sovellettiin. Tämän opinnäytetyön kannalta muokkaaminen on perusteltua, koska tuloksia ei käytetä vain teoreettisena esimerkkinä, vaan niitä tullaan hyödyntämään käytännön tarpeisiin. Muokkaamisen tarkoituksena ei ole ollut häivyttää liikoja hyviä ja varteenotettavia alueita pois, vaan sen avulla on nostettu esille ne alueet, jotka tekevät valtavat

alueet erityisen arvokkaiksi (Käsivarren ja Utsjoen alueiden erottaminen) ja niputettu merkittäviä lähekkäin sijaitsevia kohteita yhteen monen erillisen yksittäisen kohteen osoittamisen sijaan (Länsirannikon ja Saaristomeren kohteet). Lisäksi rannikon merkittävien luontoarvokeskittymien valinnassa menettely katsottiin sopivaksi saariston erilaisen ekologian vuoksi (monet lajit levittäytyvät vesi- ja tuuliavusteisesti) ja sitä kautta alueiden kytkeytyvyyden sekä alueelta toiselle liikkumisen helppouden vuoksi (esimerkiksi hoitotoimet tehdään veneellä). Jos tässä opinnäytetyössä rajoja ei olisi vedetty ja Zonationin säätöjä muutettu, olisivat tulokset sekavia, koska osa alueista olisi maantieteellisesti aivan liian suuria tai koska pieniä erillisiä alueita olisi valtavia määriä. Toisaalta saaristossa käytettyjen väljempien kriteerien käyttäminen pohjoisessa olisi nostanut esimerkiksi Pokka-Savukoski-Kittilä -alueen sisälle kuuluvat kaikki arvokkaat suoalueet merkittävien luontoarvokeskittymien joukkoon. Esimerkiksi Viiankiaapa, jonka luonnonvaroista ulkomaiset kaivosyhtiöt ovat erittäin kiinnostuneita, kuuluisi tällöin tähän yhteen valtavaan Keski-Lapin luontoarvokeskittymään, mitä Metsähallituksen asiantuntijat kannattivat asian ajankohtaisuuden vuoksi. Myös merkittävien luontoarvokeskittymien valinta olisi voitu tehdä lähtökohtaisesti toisin. Määriteltyjen numeeristen raja-arvojen sijaan, olisi voitu päättää jo alussa, että valitaan vain 10 parasta aluetta. Miten paremmuus määritellään, onkin sitten eri asia. Tässä opinnäytetyössä käytetyt kriteerit alueen koko ja suuri ranking-arvo sekä suuri luontotyyppien esiintymisalueiden summa eivät ole täysin rinnastettavia vaihtoehtoja. Ranking-arvojen keskiarvo on hyvä kriteeri, mutta sen ongelma on, että joskus vain yksi solu voi saada todella korkean arvon. Tämän kriteerin perusteella alueita olisi satoja, joista korkeimman kriteerin alueet olisivat olleet nimenomaan pienimpiä, koska suuremmilla alueilla osa soluista on väistämättä pienempiarvoisia. Ranking-arvot siis tarvitsevat rinnalleen jonkinlaisen kokokriteerin. Alueen koko on keinotekoinen kriteeri ja 20 km^2 on jo suuri alue. Kun otetaan huomioon, että 20 km^2 kattaa vain parhaimmat alueet, on alue maastossa todellisuudessa paljon suurempi. Rajan vetämistä voidaan pohtia loputtomiin, sillä – kuten tässäkin opinnäytetyössä todella pieni voi olla todella arvokas, kuten suuren luontotyyppien esiintymisalueiden summan (LTS) alueet osoittavat. LTS on hyvä kriteeri, joka ei juuri välitä pinta-aloista. Monissa tapauksissa LTS kasvaa pikku hiljaa pinta-alan kasvaessa ja pinta-alan kasvaessa törmätään eteläsuomalaisittain erikoiseen ongelmaan: alue onkin liian suuri.

Lisäksi epävarmuutta aiheuttavat inhimilliset virheet, joista suurin osa toivottavasti löydettiin työn tekovaiheessa, mutta ainakin yksi pääsi livahtamaan loppuun asti: kirjoitusvaiheessa havaittiin virhe muunnettujen ennallistamiskelpoisten keidassoiden painoarvojen kohdalla. Luontotyyppien tila-arvioon perustuvan luontotyyppin uhanalaisuuden arvon tulisi olla 3, mutta se on virheellisesti saanut arvon 2. Tämän vuoksi luontotyyppin todellinen painoarvo olisi 0.286, mutta se on kaikissa tutkimuksissa ollut 0.214. Muunnetut ennallistamiskelpoiset keidassuot ovat ristiriitaisia tunteita herättävä ryhmä, koska niiden luonnontilaan palautumisesta ei ole takuita eivätkä ne soisessa Suomessa ole kovin suuressa roolissa soiden luontoarvojen säilyttämisessä. Tämän vuoksi niiden arvottamisesta käytiin useita keskusteluja ja niiden arvottamista samanarvoisina muiden luontotyyppien rinnalla on arvosteltu. Keskusteluissa nostettiin esille pelko tällaisten soiden arvon korostamisesta luonnontilaisten soiden kustannuksella. Tämän vuoksi tapahtunutta virhettä ei pidetty niin vakavana, että sen vuoksi olisi koettu tarpeelliseksi tehdä analyysyjä uudelleen.

4.6 Tulevaisuus

Tämä opinnäytetyö yrittää osaltaan auttaa luonnon monimuotoisuuden vähenemisen pysäyttämistä Suomessa. Luonnon monimuotoisuuden vähenemisen pysäyttäminen on monitahoinen toimintojen sarja, jonka keskiössä ovat lajien ja populaatioiden elinympäristöjen säilyminen ja niiden suojelusta vastaavien tahojen toiminta. Työn tulokset ovat jo ennen valmistumistaan saaneet aikaan keskustelua Suomen suojelualueverkoston asiantuntijoiden parissa sekä luontoarvojen määritelmästä, aineistojen laadusta ja käytettävyydestä, luontoarvojen jakautumisesta että luontoarvojen suojeluun tarvittavasta tiedosta. Toivottavasti tämä työ tarjoaa valmistuessaan lisää rakentavaa materiaalia tämän keskustelun jatkamiseksi ja suojelun kehittämiseksi.

Tässä tutkimuksessa tutkittiin luontoarvojen sijaintia Suomen valtion mailla sijaitsevassa suojelualueverkostossa hallinnollista käyttöä varten. Tieto luontoarvojen sijainnista tukee Metsähallituksen luontopalveluiden asiantuntijoiden työtä heidän tehdessään päätöksiä resurssien

käytöstä suojelualueiden hoidossa ja ylläpidossa tässä maantieteellisesti haastavassa suojelualueverkostossa. Pohjoisessa yhden alueen suojeluun saattaisivat kulua kaikki alueelle varatut resurssit, kun taas Etelä-Suomen erittäin pirstoutunut suojeluverkoston rakenne vaatii tarkkaa tietoa siitä, mille alueille suojelutoimet tulisi kohdentaa. Tämä opinnäytetyö ei ota kantaa siihen, millaisia hoito- tai ylläpitotoimia suuren priorisaation alueilla tai niiden lähialueilla tulee tehdä, vaan tällainen pohdinta vaatii tulosten jatkosoveltamista muun tutkimus- ja asiantuntijatiedon kanssa Metsähallituksen sisällä. Tämän opinnäytetyön tulosten perusteella ei myöskään voida sanoa mitään suojelualueiden riittävydestä tai alueiden toisistaan riippuvuudesta. Tutkimuksen tuloksia voidaan mahdollisesti hyödyntää Etelä- ja Keski-Suomen metsien biodiversiteettiohjelman (METSU), Suomen Natura 2000 -seurannan ja Natura 2000-alueiden hoito- ja käyttösuunnitelmien laatimisen tukena (Metsähallitus 2011). Tutkimuksesta voi olla hyötyä hallinnollisella tasolla myös kansainvälisesti, koska tutkimus käsitteli Natura 2000 -luontotyypeiksi luokiteltuja alueita ja menetelmä on näin ollen suoraan hyödynnettävissä kaikissa EU-maissa. Lisäksi tulosten perusteella voidaan myös vetää joitain johtopäätöksiä lajiston hyvinvoinnin kannalta, vaikka tässä tutkimuksessa tutkittiinkin luontotyyppejä eikä suoraan lajistoa. Lajit ovat kuitenkin riippuvaisia elinympäristöistään, mikä mahdollistaa tulosten hyödyntämisen esimerkiksi lajistokartoituksen suuntaamisessa tai lajisuojelun painopistealueiden määrittämisessä (henkilökohtainen kommentti: Heikki Eeronheimo, Metsähallitus, luontopalvelut, erikoissuunnittelija 20.5.2010). Automaattisesti tunnistettujen merkittävien luontoarvokeskittymien jatkokäytössä tulee muistaa, että maisemat on koottu soluista, jotka kuuluvat parhaaseen 30 %:iin pääanalyysin priorisaatiosta, minkä vuoksi maisemat ovat pirstaleisia. Niitä tulee kuitenkin käsitellä kokonaisuuksina, jotka rakentuvat merkittävien luontoarvokeskittymien ympärille. Etelä-Suomen pirstaleisten suojelualueiden kohdalla tehtävä voi olla joissain tapauksissa hyvin helppo, kuten Puurijärvi-Isonsuon kansallispuistossa, jossa suojelualue rajoittuu jo entuudestaan hyvin selkeästi kansallispuistoksi. Luontoarvokeskittymän rajaaminen on hankalampaa esimerkiksi Paistunturin erämaa-alueella, jolla suuren prioriteetin alueisiin on kytkeytynyt alueita hyvinkin kaukaa.

Tulevaisuudessa tästä opinnäytetyöstä tehdään jatko-osa Metsähallituksen luontopalveluille Metsähallituksen aluejaon mukaisesti Lappiin, Pohjanmaalle ja Etelä-Suomeen. Työ tehdään muuten samalla tavalla ja samoilla aineistoilla, mutta priorisaatiot ja merkittävät

luontoarvokeskittymät tunnistetaan alueittain. Työn tarkoituksena on auttaa alueellisella tasolla työskenteleviä asiantuntijoita omalla alueellaan resurssien jakamisessa. Tämä tutkimus kannattaisi toteuttaa uudelleen kun uusi Natura 2000 –luontotyyppien tila-arvio ilmestyy. Tällöin olisi toivottavaa, että aineiston puutteet ja tarkkuuserot olisi saatu päivitettyä ja käytössä olisi kaikki Suomen suojelualueet kattava aineisto. Natura 2000 -luontotyyppien vertailuksi olisi mielenkiintoista tehdä vertailu niiden ja LUTUssa arvioitujen luontotyyppien välillä, jolloin saataisiin mukaan kaikki Suomen luonnontilaiset luontotyyppit. Lisäksi alueiden laatua ja erityisarvoja kuvaavat muuttujat tulisi räätälöidä jokaiselle pääluokalle tai tarvittaessa luontotyyppille erikseen ja samankaltaisuus eri piirteiden välillä tulisi arvioida kiireettä asiantuntijoiden kanssa. Tulokset eivät olisi tällöin suoraan verrannollisia tähän opinnäytetyöhön parempien aineistojen ansioista, mutta tulokset olisivat varmasti valaisevia ja tarpeellisia.

5. Yhteenveto

Tämä opinnäytetyö käsittelee biologisten luontoarvojen jakautumista Suomen valtion hallinnoimilla suojelualueilla. Työlle asetetut kuusi tavoitetta täyttyivät: 1) biologiselta luontoarvoltaan suurimmat alueet tunnistettiin tuottamalla EU:n luontodirektiivissä (92/43/ETY) määritellyille Natura 2000 -luontotyypeille valtion suojelualueverkoston sisäinen arvojärjestys. Tutkimuksessa korkean luontoarvon alueet tunnistettiin arvottamalla tutkimusalueet suhteessa toisiinsa Zonation-ohjelmiston avulla. Tutkimuksessa tehtiin eri analyysiversioita, joiden vaikutus luontoarvojen jakautumiseen ilmeni seuraavasti: erityisarvojen ilmentäminen hajautti ja kytkettyvyyden ilmentäminen tiivistä suuren luontoarvon keskittymiä. 2) Aineiston soveltuvuus tutkimukseen testattiin ja todettiin hyväksi. 3) Tulokset antavat materiaalia Suomen suojelualueiden luonnonhoidon ja suunnittelun avuksi muun muassa tukien omalta osaltaan paljon tutkittua tietoa siitä, että paikallisesti ja tällä hetkellä laadukkaat eristyneet alueet eivät todellisuudessa ole biodiversiteetin suojelun kannalta pitkäaikainen ja kestävä ratkaisu. Tulokset osoittavat pienten ja eristyneiden alueiden olevan arvokkaita vain niissä tapauksissa, joissa ne edustavat harvinaista luontotyyppiä ja ovat tämän vuoksi korvaamattomia. 4) Perusanalyysien lisäksi tehtiin hierarkkinen analyysi, jossa otettiin huomioon alueiden suojelun voimakkuus. Tämä analyysi selvensi eri alueiden suojelun voimakkuuden ja luontoarvojen suhdetta ja muutti alueiden keskinäistä arvojärjestystä. Erot pääanalyysin ja hierarkkisen analyysin suuren luontoarvon alueiden sijoittumisessa olivat suuria ja kartasta helposti silmin nähtävissä. Perusanalyysien ja hierarkkisen analyysin suuren luontoarvon alueiden sijoittumisen erot auttavat tunnistamaan suuren luontoarvon alueet, joiden suojeluarvot ovat herkimmin vaarassa niiden heikomman lainsuojan perusteella. 5) Suuren prioriteetin alueista eroteltiin merkittävimmät luontoarvokeskittymät, joiden luontoarvojen säilyminen on Suomessa tavattavalle biodiversiteetille ensiarvoisen tärkeää. Alueet tunnistettiin Zonationin LSI-toiminnon avulla. 6) Zonationin perusteet kirjattiin auki suomeksi suomenkielistä käyttäjäkuntaa varten.

6. Kiitokset

Haluan kiittää niitä monia osaavia ja avuliaita ihmisiä, jotka ovat tukeneet ja auttaneet minua tätä työtä tehdessä. Tämä on ollut minulle pitkä ja opettavainen prosessi, joka on avannut minulle sellaisia uusia mahdollisuuksia ja opettanut taitoja joita en ennen voinut kuvitellakaan omalle kohdalleni. Koen saavuttaneeni paljon ja oppineeni vielä enemmän. Taito käyttää ArcGIS:n tai Zonationin kaltaisia ohjelmia sekä mahdollisuus päästä näkemään (ja toivottavasti vaikuttamaan) siihen miten Suomessa suojelualueita ja niiden hoitoa käytännössä suunnitellaan, ovat tämän matkani parhainta antia.

Ensinnäkin haluan kiittää ohjaajaani Atte Moilasta, joka mahdollisti kaiken tämän ohjauksellaan ja rahoituksellaan. Hän uskalsi ja halusi ottaa ohjattavakseen minut, joka koin lähinnä kauhunsekaista pelkoa kun kyseeseen tuli toiminta tietokoneiden kanssa. Kiitän häntä kannustuksesta, kärsivällisyydestä ja ystävällisyydestä, jolla hän on jaksanut selvittää minulle asioita, joita noviisina minun oli vaikea ymmärtää. Kiitos, että tietämättömyyttäni ja taitamattomuuttani ei karsastettu, vaan se nähtiin mahdollisuutena kehittää ja kehittyä suuntaan, jossa suojelun suunnittelu voisi tukea myös vähemmän tietotekniikkaa ymmärtämättömien ihmisten työtä. Kiitos, että kannoit huolta jaksamisestani ja pärjäämisestäni ja teit voitavasi asioiden loppuun saattamiseksi, vaikka se veikin aikaa.

Sain tehdä tämän opinnäytetyöni Helsingin yliopiston huippututkimusyksikössä Metapopulaatiobiologian tutkimusryhmässä ja sen alaisessa Biodiversity Informatics and Conservation -ryhmässä, mikä jo itsessään oli hieno kokemus. Ryhmän kautta tutustuin muun muassa joka perjantaisissa artikkeli-hetkissä muihin opiskelijoihin ja tutkijoihin, joiden näkemykset ja tuki pitkin matkaa ovat olleet arvokkaita. Tästä joukosta haluan erityisesti kiittää avusta, tuesta ja ohjauksesta jatko-opiskelija Joonas Lehtomäkeä, joka antoi lukemattomia tunteja aikaansa auttaakseen minua ArcGISin ja Zonationin käytössä ja loi koodeja, joilla aineistoni saatiin oikeaan muotoon Zonation-analyysijä varten. Kiitän Laura Melleriä, Anni Arposta ja Heini Kujalaa avusta Zonation-ohjelman parissa ja tuesta monissa heikoissa hetkissä. I'd also like to thank Swee Chong Wong who helped me with his codes to stay sane with my multiple output files.

Kiitos Metsähallituksen luontopalveluiden väelle tämän työn tilaamisesta ja heiltä saadusta rakentavasta ja kannustavasta palautteesta matkan varrella. Erityisesti haluan kiittää Tuomas Haapalehtoa, Panu Kuokkasta ja Jussi Päivistä, jotka mahdollistivat minulle tämän opinnäytetyön ja antoivat täten mahdollisuuden nähdä yliopistomaailman pintaa syvemmillä.

Lisäksi kiitos Tuomas Haapalehdolle, joka yhdessä Santtu Karekselan (jatko-opiskelija, Jyväskylän yliopisto) kanssa auttoi minua tekemään luontotyyppien samakaltaisuusmatriisit. Haluan kiittää myös joukkoa luontotyyppien luokittelun ja niitä koskevan lainsäädännön asiantuntijoita, jotka auttoivat hierarkiatasojen suunnittelussa: Metsähallituksesta Heikki Eeronheimoa, Tuomas Haapalehtoa, Panu Kuokkasta, Seppo Mannista, Jussi Päivistä ja Markku Vickholmia, Suomen Ympäristökeskuksesta Anne Rauniota ja Seppo Tuomista sekä Helsingin yliopistosta Sirkku Mannista.

Lisäksi haluan kiittää erityisesti tuesta ja avusta Eila Musikkaa, Sami Ojasta, Hanna Tuovilaa, Henni Varhimoa, Ari-Pekka Niemeä, Saija Sirkiää ja Kalle Melleriä. Kiitos myös ystäväilleni ja sukulaisilleni tuesta, rohkaisusta ja kannustuksesta.

Lopuksi haluan kiittää tahoja, jotka ovat tukeneet rahallisesti tämän projektin onnistumista: Helsingin yliopiston Metapopulaatiobiologian tutkimusryhmän alaista Biodiversity Informatics and Conservation –ryhmää sekä Metsähallituksen luontopalveluiden talousyksikköä.

7. Liitteet

Liite 1. Aineisto numeroina

Taulukko 11. A: Natura 2000 -luontotyyppien pinta-alat (km²) ja prosentuaaliset osuudet kokonaispinta-alasta ja omasta pääluokastaan. **B:** Natura 2000 -luontotyyppien jakautuminen alueiden suojelustatukseen mukaan luoduille hierarkiatasoille, jotka on esitelty liitteessä 3. Suojelustatus kasvaa tasonumeron kasvaessa. MH koodi tarkoittaa Metsähallituksen käyttämää luontotyyppin koodinimeä LTlaineistossa (Vesterbacka 2010).

MH koodi	A			B				
	km ²	% koko pinta-alasta	% omasta pääluokasta	Jakautuminen hierarkiatasoille (%)				
				Taso 1	Taso 2	Taso 3	Taso 4	
Natura 2000 -luontotyyppien pinta-ala	35787	100						
Päällekkäisiä habitaatteja aineistossa	3701	10.44						
Kaikki kuviot yhteensä (päällekkäiset mukaan lukien)	39487	110.44						
Merenrannikon luontotyypit 20 kpl								
1110	Vedenalaiset hiekkasärkät	4	0.01	3.79	0.00	0.00	96.21	3.79
1130	Jokisuistot	9	0.03	9.07	0.00	0.00	99.10	0.90
1150	Rannikon laguunit (*)	4	0.01	3.70	0.04	0.00	94.91	5.05
1160	Laajat matalat lahdet	26	0.07	25.45	0.00	0.00	99.20	0.80
1170	Riutat	0.04	0.00	0.04	0.00	0.00	87.68	12.32
1210	Rantavallit	0.13	0.00	0.12	0.00	0.00	82.53	17.47
1220	Kivikkorannat	4	0.01	3.88	3.30	0.49	50.80	45.41
1230	Kasvipeitteiset merenrantakalliot	22	0.06	20.70	0.30	0.00	29.52	70.18
1610	Harjusaaret	6	0.02	5.84	0.00	0.00	51.70	48.30
1620	Ulkosaariston saaret ja luodot	15	0.04	14.06	1.76	0.00	31.87	66.37
1630	Merenrantaniityt (*)	10	0.03	9.36	0.40	0.27	70.10	29.22
1640	Itämeren hiekkarannat	0.82	0.00	0.79	2.04	0.24	60.35	37.38
1650	Kapeat murtovesilahdet	0.22	0.00	0.21	0.00	0.00	6.80	93.20
2110	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	0.12	0.00	0.11	0.00	0.00	93.50	6.50
2120	Liikkuvat rantakauradyynit	0.47	0.00	0.45	0.00	0.00	96.09	3.91
2130	Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit (*)	0.73	0.00	0.70	0.00	0.00	86.70	13.30
2140	Variksenmarjadyynit (*)	0.40	0.00	0.38	0.00	0.00	93.26	6.74
2180	Metsäiset dyynit	1.20	0.00	1.16	0.00	0.00	98.31	1.69
2190	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	0.09	0.00	0.08	0.00	0.00	42.13	57.87
2320	Kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit	0.11	0.00	0.11	0.00	0.00	100.00	0.00
	SUMMA	104	0.29	100.00				
Sisävesien luontotyypit 7 kpl								
3110	Karut kirkasvetiset järvet	2390	6.68	52.92	12.70	29.35	48.75	9.21
3130	Niukka-keskiravinteiset järvet	36	0.10	0.79	0.00	3.91	80.28	15.82
3140	Kalkkilammet ja järvet	0.63	0.00	0.01	0.00	0.00	7.40	92.60
3150	Luontaisesti ravinteiset järvet	5	0.01	0.12	0.00	0.00	19.82	80.18

3160	Humuspitoiset järvet ja lammet	141	0.39	3.13	0.13	0.25	55.86	43.77
3210	Luonnontilaiset jokireiitit	1909	5.33	42.28	13.14	35.19	45.30	6.37
3260	Pikkujoet ja purot	34	0.09	0.75	4.79	0.70	34.73	59.78
	SUMMA	4516	12.62	100.00				
	Nummet, niityt ja pensaikot 11 kpl							
4030	Kuivat nummet	3	0.01	28.91	1.08	0.06	65.21	33.65
6210	Kuivat niityt ja pensaikot kalkkipitoisilla alustoilla (tärkeät orkidea-alueet)	0.01	0.00	0.11	0.00	0.00	5.84	94.16
6230	Runsaslajiset jäkkiniityt (*)	0.004	0.00	0.04	0.00	0.00	100.00	0.00
6270	Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt (*)	2	0.00	15.25	0.27	0.00	49.63	50.10
6280	Alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot (*)	0.04	0.00	0.39	0.00	0.00	79.41	20.59
6410	Siniheinäniityt	0.001	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	100.00
6430	Kosteat suurruohoniityt	0.92	0.00	9.29	0.00	0.00	72.44	27.56
6450	Tulvaniityt	4	0.01	41.45	0.26	0.69	56.32	42.73
6510	Alavat niitetyt niityt	0.23	0.00	2.32	0.00	0.00	53.69	46.31
6520	Vuoristojen niitetyt niityt	0.01	0.00	0.10	0.00	0.00	79.61	20.39
6530	Lehdes- ja vesaniityt (*)	0.21	0.00	2.14	0.00	0.00	20.68	79.32
	SUMMA	10	0.03	100.00				
	Tunturit 7kpl							
8110	Tuntureiden vyörySORaikot ja -lohkareikot	8	0.02	0.07	6.41	0.60	68.30	24.69
3220	Tunturijoet ja purot	68	0.19	0.57	18.54	0.54	63.79	17.13
3230	Pensaskanervikot	0.30	0.00	0.00	0.00	20.50	79.50	0.00
4060	Tunturikankaat	6667	18.63	55.71	8.64	0.12	71.27	19.97
4080	Tunturipajukot	20	0.06	0.17	11.13	0.00	78.93	9.94
6150	Karut tunturiniityt	366	1.02	3.05	4.77	0.00	92.64	2.59
9040	Tunturikoivikot	4837	13.52	40.42	17.16	0.95	57.11	24.78
	SUMMA	11967	33.44	100.00				
	Suot 9 kpl							
7110	Keidassuot (*)	985	2.75	9.54	0.01	0.01	46.29	53.69
7120	Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	23	0.06	0.22	0.00	0.00	73.87	26.13
7140	Vaiheutumissuot ja rantasuot	1577	4.41	15.27	11.11	3.45	62.50	22.94
7160	Lähteet ja lähdesuot	3	0.01	0.03	0.28	3.45	63.04	33.22
7210	Taarnaluhtaletot (*)	0.002	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00
7220	Huurresammallähteet (*)	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	40.09	59.91
7230	Letot	430	1.20	4.16	0.22	0.05	47.78	51.95
7310	Aapasuot (*)	6891	19.26	66.73	2.54	0.21	43.58	53.67
7320	Palsasuot (*)	418	1.17	4.05	8.81	0.10	52.54	38.54
	SUMMA	10327	28.86	100.00				
	Kallioiset luontotyypit 3 kpl							
8210	Kalkkikalliot	5	0.01	0.76	0.02	0.00	79.05	20.93
8220	Silikaattikalliot	596	1.66	98.93	12.02	1.20	61.33	25.45
8230	Kallioiden pioneerikasvillisuus	2	0.01	0.31	0.04	3.93	77.34	18.69
	SUMMA	602	1.68	100.00				
	Metsät 11kpl							
9010	Luonnonmetsät (*)	9739	27.21	81.42	6.02	4.09	40.89	49.01
9020	Jalopuumetsät (*)	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	47.13	52.87
9030	Maankohoamisrannikon primäärisuknessiovaiheiden luonnontilaiset metsät (*)	19	0.05	0.16	0.05	0.33	89.06	10.56

9050	Lehdot	68	0.19	0.56	0.95	0.18	50.35	48.52
9060	Harjumetsät	111	0.31	0.93	0.00	2.04	54.70	43.26
9070	Hakamaat ja kaskilaitumet	4	0.01	0.03	0.58	0.00	57.20	42.22
9080	Metsäluhdat (*)	10	0.03	0.08	2.31	0.00	71.09	26.60
9180	Raviini- ja rinnelehdot (*)	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	41.95	58.05
9190	Vanhat tammimetsät	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	51.91	48.09
91D0	Puustoiset suot (*)	2003	5.60	16.75	0.71	0.71	46.96	51.63
91E0	Tulvametsät (*)	8	0.02	0.07	2.32	0.00	38.21	59.47
SUMMA		11962	33.43	100.00				

Liite 2. Natura 2000 -luontotyyppien edustavuus- ja luonnontilaisuusluokittelun muunnos

Taulukko 12. Natura 2000 luokiteltujen alueiden edustavuus- ja luonnontilaisuusluokittelun muuttaminen numeeriseksi arvoksi. Mainittu luokka on LTI-aineistosta pomittu luokittelu, johon perustuen kohteiden arvot muutettiin numeerisiksi välille 0-1. Mitä edustavampi ja luonnontilaisempi kohde on, sitä suurempi on sen numeerinen vastine

Luokka	Luontotyyppin edustavuuden ja luonnontilaisuuden määritelmä	numeerinen vastine
	Erinomainen:	
10	Kohde vastaa täysin määritelmäänsä ja siinä tavataan tyyppille tunnusomaiset lajit sekä muut ominaispiirteet	1.0
	Hyvä:	
	Kohde on määritelmän mukainen ja siinä tavataan oleellimmat tyyppille tunnusomaiset lajit ja ominaispiirteet.	
20	Hyvä, poikkeaman syytä ei tarkemmin määritetty	0.7
21	Hyvä, poikkeama luontaisten syiden aiheuttama	0.7
22	Hyvä, poikkeama ihmistoiminnan aiheuttamaa	0.7
23	Hyvä, poikkeama luontaisten syiden ja ihmistoiminnan aiheuttamaa	0.7
	Merkittävä:	
	Kohde on jokseenkin määritelmän mukainen ja omaa joitakin tyyppille tunnusomaisia lajeja ja ominaispiirteitä	
30	Merkittävä, poikkeaman syytä ei tarkemmin määritetty	0.4
31	Merkittävä, poikkeama luontaisten syiden aiheuttama	0.4
32	Merkittävä, poikkeama ihmistoiminnan aiheuttama	0.4
33	Merkittävä, poikkeama luontaisten syiden ja ihmistoiminnan aiheuttamaa	0.4
	Ei merkittävä:	
	Kohde ei ole lainkaan tyyppillinen eikä siinä esiinny juuri lainkaan tyyppille tunnusomaisia lajeja ja ominaispiirteitä.	
40	Ei merkittävä, poikkeaman syytä ei tarkemmin määritetty	0.2
41	Ei merkittävä, poikkeama luontaisten syiden aiheuttama	0.2
42	Ei merkittävä, poikkeama ihmistoiminnan aiheuttama	0.2
43	Ei merkittävä, poikkeama luontaisten syiden ja ihmistoiminnan aiheuttamaa	0.2
muut		0

Liite 3. Luontotyyppien väliset samankaltaisuusmatriisit

Taulukoita luetaan seuraavasti: Kuinka sarakkeen luontotyyppi vaikuttaa rivin luontotyyppiin.

Sisävesien luontotyyppien ja merenrannikon luontotyyppien järjestys on vaihdettu taittoteknisistä syistä.

Taulukko 13. Sisävesien luontotyyppien samankaltaisuusmatriisi

Sisävesien luontotyypit	
	Karut kirkasvetiset järvet
	Niukka-keskiravinteiset järvet
	Kalkkilammet ja järvet
	Luontaisesti ravinteiset järvet
	Humuspitoiset järvet ja lammet
	Luonnontilaiset jokireitit
	Pikkujoet ja purot
Karut kirkasvetiset järvet	1.0
Niukka-keskiravinteiset järvet	0.7
Kalkkilammet ja järvet	0.5
Luontaisesti ravinteiset järvet	0.3
Humuspitoiset järvet ja lammet	0.3
Luonnontilaiset jokireitit	0.3
Pikkujoet ja purot	0.3

Taulukko 14. Kallioisten luontotyyppien samankaltaisuusmatriisi

Kallioiset luontotyypit	
	Kalkkikalliot
	Silikaattikalliot
	Kallioiden pioneerikasvillisuus
Kalkkikalliot	1.0
Silikaattikalliot	0.7
Kallioiden pioneerikasvillisuus	0.3

Taulukko 15. Merenrannikon luontotyyppien samankaltaisuusmatriisi

Merenrannikon luontotyypit																				
	Vedenalaiset hiekkasärkät	Jokisuistot	Rannikon laguunit	Laajat matalat lahdet	Riutat	Rantavallit	Kivikkorannat	Kasvipeitteiset merenrantakalliot	Harjusaaret	Ulkosaariston saaret ja luodot	Merenrantaniityt	Itämeren hiekkarannat	Kapeat murtovesilahdet	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	Liikkuvat rantakauradyynit	Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	Variksenmarjadyynit	Metsäiset dyynit	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	Kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit
Vedenalaiset hiekkasärkät	1.0	0.7	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Jokisuistot	0.3	1.0	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Rannikon laguunit	0.3	0.7	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Laajat matalat lahdet	0.3	0.7	0.7	1.0	0.5	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Riutat	0.5	0.3	0.3	0.3	1.0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Rantavallit	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	1.0	0.5	0.3	0.3	0.5	0.7	0.5	0.3	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Kivikkorannat	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.5	1.0	0.3	0.5	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Kasvipeitteiset merenrantakalliot	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1.0	0.3	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Harjusaaret	0.5	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1.0	0.3	0.5	0.5	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.5	0.5	0.5
Ulkosaariston saaret ja luodot	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.5	0.3	1.0	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Merenrantaniityt	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	1.0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Itämeren hiekkarannat	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.3	0.5	0.3	0.5	1.0	0.3	0.5	0.5	0.3	0.5	0.5	0.5	0.5
Kapeat murtovesilahdet	0.3	0.7	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1.0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.5	0.3	1.0	0.7	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Liikkuvat rantakauradyynit	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.5	0.3	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5
Variksenmarjadyynit	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5
Metsäiset dyynit	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.7	1.0	0.5	0.5
Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5
Kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0

Taulukko 16. Nummi- niitty- ja pensasluontotyypien samankaltaisuusmatriisi

Nummet, niityt ja pensaikat											
	Kuivat nummet	Kuivat niityt ja pensaikat kalkkipitoisilla alustoilla	Runsaslajiset jäkkiniityt	Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	Alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot	Siniheinäniityt	Kosteat suurruohoniityt	Tulvaniityt	Alavat niitetyt niityt	Vuoristojen niitetyt niityt	Lehdes- ja vesaniityt
Kuivat nummet	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Kuivat niityt ja pensaikat kalkkipitoisilla alustoilla	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Runsaslajiset jäkkiniityt	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Siniheinäniityt	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Kosteat suurruohoniityt	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5
Tulvaniityt	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5
Alavat niitetyt niityt	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5
Vuoristojen niitetyt niityt	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5
Lehdes- ja vesaniityt	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0

Taulukko 17. Tunturiluontotyyppien samankaltaisuusmatriisi

Tunturit							
	Tuntureiden vyörysoiraikot ja -lohkareikot						
	Tunturijoet ja purot						
	Pensaskanervikot						
	Tunturikankaat						
	Tunturipajukot						
	Karut tunturiniityt						
	Tunturikoivikot						
Tuntureiden vyörysoiraikot ja -lohkareikot	1.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Tunturijoet ja purot	0.1	1.0	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Pensaskanervikot	0.1	0.7	1.0	0.7	0.5	0.7	0.3
Tunturikankaat	0.1	0.7	0.3	1.0	0.7	0.5	0.7
Tunturipajukot	0.1	0.7	0.3	0.7	1.0	0.3	0.7
Karut tunturiniityt	0.1	0.7	0.3	0.3	0.3	1.0	0.1
Tunturikoivikot	0.1	0.7	0.3	0.7	0.7	0.3	1.0

Taulukko 18. Suoluontotyyppien samankaltaisuusmatriisi, myös ristiin metsäluontotyyppien kanssa

		Suot																			
		Keidassuot	Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	Vaihettumissuot ja rantasuot	Lähteet ja lähdesuot	Taarnaluhtaletot	Huurresammallähteet	Letot	Aapasuot	Palsasuot	Luonnonmetsät	Jalopuumetsät	Maankohomirannikon primäärisukessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	Lehdot	Harjumetsät	Hakamaat ja kaskilaitumet	Metsäluhdat	Raviini- ja rinnelehdot	Vanhat tammimetsät	Puustoiset suot	Tuivametsät
Keidassuot		1.0	0.3	0.7	0.5	0.3	0.3	0.5	0.7	0.5	0.3	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1	0.1	0.7	0.3
Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot		1.0	0.3	1.0	1.0	0.3	1.0	1.0	1.0	1.0	0.3	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1	0.1	0.7	0.3
Vaihettumissuot ja rantasuot		0.7	0.3	1.0	0.7	0.3	0.5	0.5	0.7	0.5	0.1	0.1	0.5	0.1	0.3	0.7	0.1	0.1	0.3	0.5	0.1
Lähteet ja lähdesuot		0.3	0.3	0.5	1.0	0.3	0.7	0.7	0.7	0.5	0.1	0.1	0.3	0.5	0.3	0.1	0.5	0.1	0.1	0.5	0.1
Taarnaluhtaletot		0.3	0.3	0.5	0.7	1.0	0.7	0.7	0.5	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.3	0.3	0.1
Huurresammallähteet		0.3	0.3	0.5	0.7	0.3	1.0	0.7	0.5	0.5	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.5	0.1	0.1	0.3	0.1
Letot		0.5	0.3	0.5	0.7	0.3	0.7	1.0	0.7	0.5	0.1	0.1	0.7	0.5	0.1	0.1	0.5	0.3	0.1	0.5	0.3
Aapasuot		0.7	0.3	0.7	0.7	0.3	0.5	0.7	1.0	0.7	0.3	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1	0.1	0.7	0.3
Palsasuot		0.5	0.3	0.5	0.5	0.3	0.5	0.7	0.7	1.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.3	0.1

Taulukko 19. Metsäluontotyyppien samankaltaisuusmatriisi, myös ristiin suoluontotyyppien kanssa

		Metsät																			
		Luonnonmetsät	Jalopuumetsät	Maankohoamisrannikon primäärisukessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	Lehdot	Harjumetsät	Hakamaat ja kaskilaitumet	Metsäluhdat	Raviini- ja rinnelehdot	Vanhat tammimetsät	Puustoiset suot	Tulvametsät	Keidassuot	Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	Vaihettumissuot ja rantasuot	Lähteet ja lähdesuot	Taarnaluhtaletot	Huurresammallähteet	Letot	Aapasuot	Palsasuot
Luonnonmetsät	1.0	0.5	0.3	0.7	0.7	0.3	0.5	0.7	0.7	0.5	0.7	0.3	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3
Jalopuumetsät	1.0	1.0	0.3	0.7	0.3	0.5	0.5	0.7	0.7	0.3	0.5	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Maankohoamisrannikon primäärisukessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	1.0	0.3	1.0	0.5	0.3	0.3	0.7	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.1	0.1	0.3	0.3	0.3	0.1
Lehdot	1.0	0.7	0.3	1.0	0.5	0.5	0.5	0.7	0.7	0.3	0.5	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1	0.3	0.7	0.3	0.3	0.1
Harjumetsät	1.0	0.3	3.0	0.5	1.0	0.5	0.3	0.5	0.5	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Hakamaat ja kaskilaitumet	1.0	0.5	0.0	0.5	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.3	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Metsäluhdat	1.0	0.5	0.7	0.5	0.3	0.3	1.0	0.5	0.5	0.5	0.7	0.5	0.5	0.7	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.5	0.3
Raviini- ja rinnelehdot	1.0	0.7	0.3	0.7	0.3	0.5	0.5	1.0	0.7	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1
Vanhat tammimetsät	1.0	0.7	0.3	0.7	0.5	0.5	0.5	0.7	1.0	0.3	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Puustoiset suot	1.0	0.3	0.7	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	1.0	0.7	0.7	0.7	0.5	0.5	0.3	0.5	0.5	0.7	0.5	0.5
Tulvametsät	1.0	0.3	0.7	0.3	0.3	0.3	0.7	0.3	0.5	0.7	1.0	0.3	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3	0.3	0.3

Liite 4. Hierarkiatasot

Taulukko 20. Neljä hierarkiatasoa pinta-aloineen (km²). Aineisto jaettiin hierarkiatasoihin maastokuvioiden maankäyttöluokkien mukaan. ”Koodi” tarkoittaa Metsähallituksen SutiGis tietokannan maankäyttöluokkakoodausta.

Koodi	Maankäyttöluokat	km ²
<u>Korkein hierarkiataso: perustetut valtion luonnonsuojelualueet</u>		
201	Luonnonpuisto	1428.65
202	Kansallispuisto	7257.57
203	Muu luonnonsuojelualue	381.15
204	Vanhosten metsien suojelualue	67.22
205	Soidensuojelualue	3825.67
206	Lehtojensuojelualue	8.28
207	Metsähallituksen päätöksellä perustettu suojelualue	3.74
Hierarkiatason kokonaispinta-ala		12972.29 (36 %)
<u>2. korkein hierarkiataso: muut suojelualueet</u>		
102	Metsätalousalue, Natura 2000 -verkosto	0.15
211	Luonnonsuojelualueohjelmien alue	4612.20
221	Kaavoituksessa osoitettu luonnonsuojelualuevaraus (Kaavojen luonnonsuojelualuevaraukset (SL), jotka on tarkoitettu toteuttaaluonnonsuojelulain nojalla)	43.48
231	Suojelualue	81.23
232	Suojelumetsä	104.36
302	Erämaa-alue	13915.60
Hierarkiatason kokonaispinta-ala		18757.02 (52 %)
<u>2. alin hierarkiataso</u>		
121	Metsätalousalue, erityisiä ympäristöarvoja	0.02
301	Virkistysalue	0.33
312	Valtion retkeilyalue	0.02
313	Virkistysmetsä	1249.71
Hierarkiatason kokonaispinta-ala		1250.07 (4 %)
<u>Alin hierarkiataso</u>		
101	Metsätalousalue	18.63
401	Taajama ja teollisuustoimintojen alue	0.05
431	Loma- ja matkailualue	0.01
441	Yleinen vesialue	0.33
459	Julkisten hallintotehtävien muu alue	2788.88
Hierarkiatason kokonaispinta-ala		2807.90 (8 %)

Liite 5. Zonation-ohjelman toimintaperiaate tiivistetysti

Zonation on suojelutoimien maantieteellisen kohdentamisen ja arvottamiseen tehty tietokoneohjelmisto, jonka on luonut Helsingin yliopiston professori Atte Moilanen yhdessä kollegojensa kanssa. Ohjelmisto on ollut vapaasti käytettävissä vuodesta 2006. Zonation-ohjelman tarkat periaatteet ja toiminta on selostettu julkaisuissa kuten Moilanen ym. 2009a ja Moilanen ym. 2011a.

Zonation-ohjelmaa voi käyttää 1) ekologisesti arvokkaiden tai 2) ekologisesti arvottomimpien alueiden tunnistamiseen, 3) olemassa olevien suojelualueiden arvioimiseen ja 4) suojelualueverkoston laajentamiseen soveltuvien alueiden etsimiseen. Sitä on käytetty muun muassa Suomessa, Uudessa-Seelannissa, Madagaskarilla, Yhdysvalloissa ja Isossa-Britanniassa osana suojelualueiden suunnittelua, arviointia ja suojelualueiden laajentamisen suunnittelua.

Zonation-ohjelman toimintaidea on, että se aloittaa tutkimusalueen priorisoinnin käsitellen koko tutkimusaluetta ja etsien matalimman suojeluarvon alueita, edeten tämän jälkeen kohti aina vain arvokkaampia alueita. Ohjelmassa käytettävä perusyksikkö on solu. Zonation laskee jokaiselle solulle **rankig-arvon**, joka kuvaa solun suojeluarvoa. Zonation poistaa analyysistä kerrallaan sen alueen, jonka suojeluarvo on pienin. Tämän matalan suojeluarvon kohteen poistaminen vähentää tutkimusalueen kokonaissuojeluarvoa vähiten. Poiston jälkeen Zonation toistaa suojeluarvojen laskutoimituksen jokaiselle jäljellä olevalle kohteelle, koska niiden arvot ovat muuttuneet poiston myötä, ja poistaa jälleen pienimmän suojeluarvon alueen. Tätä toistetaan kunnes alueet loppuvat. Zonation laskee kohteelle sen suojeluarvon tutkittavien piirteiden levinneisyyden, kytkeytyvyyden, samankaltaisuuden, tärkeysjärjestyksen ja erilaisten paikallisten alueiden eroista johtuvien painotusten perusteella. Laskutoimituksen tärkein periaate on **maksimaalinen painotettujen ja esiintymisalueiden koolla normalisoitujen (ja harvinaisuudella korjattujen) piirteiden runsauden säilyttäminen**” (englanniksi: maximal retention of weighted range-size normalized (rarity corrected) richness). ”Maksimaalinen säilyttäminen” tarkoittaa, että Zonation pyrkii minimoimaan piirteiden arvon vähenemisen, mitä eittämättä tapahtuu, kun alueita poistetaan tutkimusalueelta. Tämä tarkoittaa myös, että piirteiden harvinaisuus otetaan jatkuvasti huomioon. ”Painottaminen” tarkoittaa, että eri piirteille voidaan antaa painoarvoja, jotka vaikuttavat piirteiden väliseen tasapainoon. ”Runsaus” tarkoittaa, että Zonation ottaa automaattisesti huomioon monta piirrettä. ”Esiintymisalueen koolla normalisointi”

tarkoittaa, että Zonation ottaa huomioon alkuperäisen piirteen levinneisyyden ja vertaa sitä jokaisessa uudelleen laskennassa piirteen jäljellä olevaan levinneisyyteen toistaen toiminnon jokaiselle kohteessa olevalle piirteelle. Näin ollen ”normalisoitu runsaus” on soluissa esiintyvien lajien määrää tärkeämpi tekijä. Tällä varmistetaan että piirteille tärkeimmät alueet säilyvät mahdollisimman pitkään, vaikka ne sijaitsisivatkin esimerkiksi lajiköyhillä alueilla. Tämä estää myös laajalle levinneiden piirteiden tärkeimpien alueiden poistamisen ennen aikojaan (Moilanen & Arponen 2011).

Alueiden poistojärjestys muodostaa kaikkien solujen välisen **priorisaation**, eli tärkeysjärjestyksen, jossa ensimmäisenä poistettut alueet ovat suojeluarvoltaan huonompia ja viimeiseksi jääneet arvokkaimpia. Tämä voidaan visualisoida kartalla värein, mikä auttaa alueiden arvon hahmottamisessa. **Värillinen kartta** ei kuitenkaan anna käsitystä poistettavien solujen suojeluarvosta suhteessa poistettuun pinta-alaan, minkä tekevät puolestaan Zonationin tuottamat piirteiden suojeluarvojen **esiintymiskäyrät**. Tämän vuoksi näitä kahta tulostiedostoa tulee aina tarkastella yhdessä. Esiintymiskäyrien avulla nähdään kunkin piirteen suojeluarvon häviämisenopeus analyysin eri vaiheissa ja kuinka hyvin kukin piirre on edustettuna eri vyöhykkeillä. Tätä havainnollistaa kahden piirteen esiintymiskäyrät kuvassa 10 A: yhtenäinen viiva ja katkoviiva. Lisäksi esiintymiskäyrästä havaitaan nopeasti, jos jonkin alueen poisto aiheuttaa suojeluarvon suuren menetyksen. Tällainen tilanne on usein silloin, kun analyysissä poistetaan viimeisiä alueita. Viimeisenä poistettavat alueet sisältävät enemmän suojeluarvoja koska Zonation aloittaa alueiden poistamisen vähärvoisimmista alueista, ja normalisoi jokaisen poiston jälkeen jäljelle jääneiden alueiden arvoa suhteessa niiden jäljellä olevaan pinta-alaan. Näiden alueiden tuhoaminen voisi aiheuttaa pienellä pinta-alaallisella menetyksellä suuren menetyksen piirteen suojeluarvolle, koska ne voivat sisältää suuriakin osuuksia koko piirteen suojeluarvosta. Toisin sanoen, nämä alueet saattavat olla piirteen tärkeimmät esiintymisalueet (Leathwick ym. 2008, Moilanen ym. 2011).

Zonation eroaa muista suojelutoimien maantieteellisen kohdentamisen ja arvottamiseen tehdyistä tietokoneohjelmistoista monilta ominaisuuksiltaan. Näistä ominaisuuksista seuraavat määrittivät, että tämä työ tehtiin Zonationilla.: 1) Zonation tuottaa alueiden prioriteettijärjestyksen sen sijaan, että se etsisi alueita, joilla halutut tavoitteet täyttyvät (niin kutsuttu *target based planning*). 2) Zonation on ainoa suojelutoimien maantieteellisen

kohdentamisen ja arvottamiseen tehty tietokoneohjelmisto, joka pystyy käsittelemään aikaa ja muita resursseja säästämällä aineistoa, joka sisältää yli miljoona tietoa sisältävää rasterisolua. Tämän ansiosta sillä voidaan kehittää ekologisesti ja käytännössä järkeviä suojelun prioriteetteja. 3) Zonation-ohjelman tuottama prioriteettijärjestys voidaan jakaa päällekkäisiin vyöhykkeisiin, eli parhaiden prioriteettialueiden vyöhykkeet sisältyvät aina matalamman prioriteetin vyöhykkeisiin (englanniksi nested solutions). 4) Zonationin avulla pystyttiin huomioimaan luontotyyppien välinen samankaltaisuus sekä niiden välinen kytkeytyvyys, koska ohjelma pystyy yhdistämään alueiden sisältämään tietoon piirteiden välisen kytkeytyneisyyden seitsemällä eri menetelmällä. 5) Zonation-ohjelman käyttö vähentää päätösten subjektiivisuutta, koska esimerkiksi kaikki analyysien painoarvot, kytkeytyneisyysarvot ja interaktioiden voimakkuudet voidaan esittää ja selittää. Tämä mahdollistaa avoimemman keskustelun tuloksista ja niiden merkittävydestä, kun tulosten jälkikäyttäjät pystyvät näkemään, mihin valintoihin tulokset perustuvat ja muuttaa niitä halutessaan. 6) Zonationilla pystytään myös yhdistämään alueita maisemiksi annettujen parametrien mukaan.

Zonation-ohjelmiston käyttö asettaa aineistolle vaatimuksia. Vaatimuksena on, että kaikkien sillä analysoitavien aineistojen tulee olla rasterimuotoisia, rasterien samankokoisia, aineistojen tulee sijoittua maantieteellisesti täsmälleen samalle alueelle ja reunimmaisten rasteririvien ja sarakkeiden tulee olla tietoa sisältämättömiä (Moilanen ym. 2011). Vasta näiden vaatimusten täytyttyä voidaan paneutua esimerkiksi piirteiden painottamiseen, kytkeytyneisyyden ilmentämiseen tai solujen poistamiseen eri sääntöihin.

Liite 6. Natura 2000 -luontotyyppien painoarvot

Taulukko 21. Natura 2000 luontotyyppien painoarvot (a) ja ne muodostavien muuttujien arvot (b, c, ja d) luontotyypeittäin. Painoarvo laskettiin seuraavasti: $(EU * (BD + ST)) / \text{Luontotyyppien yhteenlasketut EU painokertoimet}$ tässä pääluokassa. **Luontotyypin suojelutason kokonaisarvio (ST)** = luontotyypin suojelutason kokonaisarvion pinta-alallisesti yleisimmän suojelutasoarvion arvo. 1 = suojelutaso enimmäkseen suotuisa (S), 2 = suojelutaso enimmäkseen epäsuotuisa riittämätön (ER), 3 = suojelutaso epäsuotuisa huono (EH) tai ei tiedossa (x) Tilanteissa joissa luontotyypin suojelutason kokonaisarvion laatu tunnetaan, mutta esiintymisalueen kokoa ei ole arvioitu (taulukossa merkitty kysymysmerkillä), arvo annetaan tila-arvion mukaan. **EU painoarvo (EU)** on ensisijaisesti suojeltaville luontotyypeille (*) 2 ja muille 1. **Luontotyyppien luonnon monimuotoisuuden arvo (BD)** = osuus Suomen uhanalaisista lajeista ensisijaisen elinalueenmukaan. 1= 10 % tai alle 10 %, 2 = noin 20 %, 3 = enemmän kuin 30 %.

	a) Painoarvo	Tila-arvio pinta-aloittain (km ²)			b) ST	c) EU	d) BD
		S	ER	EH			
Merenrannikon luontotyypit							
Vedenalaiset hiekkasärkät	0.125		330		2	1	1
Jokisuistot	0.167			680	3	1	1
Rannikon laguunit (*)	0.250		170		2	2	1
Laajat matalat lahdet	0.125		650		2	1	1
Riutat	0.125		2880		2	1	1
Rantavallit	0.125		?		2	1	1
Kivikkorannat	0.083	250			1	1	1
Kasvipeitteiset merenrantakalliot	0.083	200			1	1	1
Harjusaaret	0.125		230		2	1	1
Ulkosaariston saaret ja luodot	0.125	?			2	1	1
Merenrantaniityt (*)	0.333			42	3	2	1
Itämeren hiekkarannat	0.167			8	3	1	1
Kapeat murtovesilahdet	0.125		364		2	1	1
Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	0.125		1		2	1	1
Liikkuvat rantakauradyynit	0.125		3		2	1	1
Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit (*)	0.333			3	3	2	1
Variksenmarjadyynit (*)	0.250		1		2	2	1
Metsäiset dyynit	0.125		60		2	1	1
Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	0.125		1		2	1	1
Kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit	0.125		0.5		2	1	1
Yhteensä		450	4690.5	733		24	
Sisävesien luontotyypit							
Karut kirkasvetiset järvet	0.429	570	12000		2	1	1
Niukka-keskiravinteiset järvet	0.429		5		2	1	1
Kalkkilammet ja järvet	0.429		4		2	1	1
Luontaisesti ravinteiset järvet	0.571			440	3	1	1
Humuspitoiset järvet ja lammet	0.429	200	19000		2	1	1
Luonnontilaiset jokireiitit	0.429	550	1000		2	1	1
Pikkujoet ja purot	0.286	3		?	1	1	1
Yhteensä		1323	32009	440		7	
Nummet, niityt ja pensaikot							
Kuivat nummet	0.333			10	3	1	2
Kuivat niityt ja pensaikot kalkkipitoisilla alustoilla (tärkeät orkidea-alueet)	0.333			1.5	3	1	2
Runsaslajiset jäkkiniityt (*)	0.667			0.5	3	2	2

Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt (*)	0.667			12	3	2	2
Alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot (*)	0.667			0.5	3	2	2
Siniheinäniityt	0.333			0.3	3	1	2
Kosteat suurruohoniityt	0.267	5	40		2	1	2
Tulvaniityt	0.333			20	3	1	2
Alavat niitetyt niityt	0.333			0.5	3	1	2
Vuoristojen niitetyt niityt	0.333			1.5	3	1	2
Lehdes- ja vesaniityt (*)	0.667			2.3	3	2	2
Yhteensä		5	40	49.1		15	
Tunturit							
Tuntureiden vyörysoiraikot ja -lohkareikot	0.286	8			1	1	1
Tunturijoet ja purot	0.286	68			1	1	1
Pensaskanervikot	0.286	0.3			1	1	1
Tunturikankaat	0.429		6700		2	1	1
Tunturipajukot	0.286	21			1	1	1
Karut tunturiniityt	0.286	203			1	1	1
Tunturikoivikot	0.429		4950		2	1	1
Yhteensä		300.3	11650	0		7	
Suot							
Keidassuot (*)	0.571			1500	3	2	1
Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	0.286	x	x	x	3	1	1
Vaihettumissuot ja rantasuot	0.214	800	960		2	1	1
Lähteet ja lähdesuot	0.286	2		20	3	1	1
Taarnaluhtaletot (*)	0.429		0.02		2	2	1
Huurresammallähteet (*)	0.429	0.01	0.1		2	2	1
Letot	0.214	98	600		2	1	1
Aapasuot (*)	0.429	1500	20000		2	2	1
Palsasuot (*)	0.429		402	15	2	2	1
Yhteensä		2400	21962	1535		14	
Kallioiset luontotyytit							
Kalkkikalliot	1.000	0.15	1.5		2	1	1
Silikaattikalliot	0.667	2080			1	1	1
Kallioiden pioneerikasvillisuus	0.667	150			1	1	1
Yhteensä		2230	1.5	0		3	
Metsät							
Luonnonmetsät (*)	0.588	750	14000		2	2	3
Jalopuumetsät (*)	0.588		8		2	2	3
Maankohoamisrannikon primäärisuknessiovaiheiden luonnontilaiset metsät (*)	0.294		200		2	1	3
Lehdot	0.294	8	1500		2	1	3
Harjumetsät	0.353			7000	3	1	3
Hakamaat ja kaskilaitumet	0.353			30	3	1	3
Metsäluhdat (*)	0.588			?	2	2	3
raviini- ja rinnelehdot (*)	0.588		0.3		2	2	3
Vanhat tammimetsät	0.294		0.9		2	1	3
Puustoiset suot (*)	0.588	100	8000		2	2	3
Tulvametsät (*)	0.471	1.5		?	1	2	3
Yhteensä		859.5	23709	7030		17	

Liite 7. Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot eri analyyseissä

Taulukko 22. Kaikkien luontotyyppien esiintymistasot (%) perus- ja hierarkkisessa analyysissä. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyneisyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyneisyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyneisyydellä sekä painoilla. Perusanalyyseissä 2 ja 4 luontotyyppit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 painottomina (PA2/1) ja kytkeytyneinä (PA2/2) ja PA4 painotettuina ja kytkeytymättöminä (PA4/1) sekä painotettuina ja kytkeytyneinä (PA4/2). Taulukon osiossa B on esitetty pääanalyysin, eli neljännen perusanalyysin kunkin luontotyyppin keskiarvot analyysin eri huippuosuuksissa (5 %, 10 %, 25 % ja 50 %). Osiossa C on esitetty kunkin luontotyyppin keskiarvot hierarkkisessa analyysissä.

Luontotyyppi	Pääanalyysi						Hierarkkinen analyysi							
	A			B			C							
	Top 10 %						Top 5 %	Top 10 %	Top 25 %	Top 50 %	Top 5 %	Top 10 %	Top 25 %	Top 50 %
	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2								
Merenrannikon luontotyyppit														
Vedenalaiset hiekkasärkät	100	100	100	100	100	100	99	100	100	100	2	2	2	100
Jokisuistot	100	100	100	99	100	99	97	99	100	100	1	1	1	100
Rannikon laguunit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	3	3	3	100
Laajat matalat lahdet	100	100	100	98	99	98	93	98	100	100	0	0	0	100
Riutat	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	20	20	20	100
Rantavallit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	10	10	10	100
Kivikkorannat	99	100	99	88	96	88	81	92	99	100	51	53	54	99
Kasvipeitteiset merenrantakalliot	93	97	92	69	83	70	59	76	93	98	48	57	63	99
Harjusaaret	100	100	100	99	100	99	98	100	100	100	44	44	44	100
Ulkosaariston saaret ja luodot	96	98	96	81	91	81	72	86	97	99	48	54	57	99
Merenrantaniityt	99	100	99	98	100	98	97	99	100	100	40	40	40	100
Itämeren hiekkarannat	100	100	100	100	100	100	99	100	100	100	32	32	32	100
Kapeat murtovesilahdet	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	96	96	96	100
Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	3	3	3	100
Liikkuvat rantakauradyynit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	3	3	3	100
Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	8	8	8	100
Variksenmarjadyynit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	5	5	5	100
Metsäiset dyynit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	8	8	8	100

Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	71	71	71	100
Kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0	100

Sisävesien luontotyypit

Karut kirkasvetiset järvet	16	24	15	16	24	15	9	20	55	86	5	7	8	47
Niukka-keskiravinteiset järvet	99	100	98	99	100	98	96	99	100	100	13	13	13	98
Kalkkilammet ja järvet	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	98	98	98	100
Luontaisesti ravinteiset järvet	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	89	89	89	100
Humuspitoiset järvet ja lammet	78	93	77	77	93	77	70	85	97	99	36	40	42	99
Luonnontilaiset jokireiitit	22	27	21	22	27	21	12	24	64	93	5	6	6	48
Pikkujoet ja purot	48	74	46	42	69	40	42	55	81	97	39	50	66	90

Nummet, niityt ja pensaikot

Kuivat nummet	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	22	22	22	100
Kuivat niityt ja pensaikot kalkkipitoisilla alustoilla	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	97	97	97	100
Runsaslajiset jäkkiniityt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0	100
Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	57	57	57	100
Alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	25	25	25	100
Siniheinäniityt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Kosteat suurruohoniityt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	29	29	29	100
Tulvaniityt	100	100	100	99	100	100	98	100	100	100	32	32	32	100
Alavat niitetyt niityt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	29	29	29	100
Vuoristojen niitetyt niityt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	13	13	13	100
Lehdes- ja vesaniityt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	93	93	93	100

Tunturit

Tuntureiden vyörysoiraikot ja -lohkareikot	100	100	100	99	100	99	98	99	100	100	20	21	21	95
Tunturijoet ja purot	56	82	57	50	77	49	49	63	81	94	11	13	15	76
Pensaskanervikot	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0	82
Tunturikankaat	5	20	5	5	19	5	7	12	30	59	3	7	14	40
Tunturipajukot	98	99	98	96	98	97	87	98	100	100	8	8	8	91
Karut tunturiniityt	70	83	71	56	69	56	29	63	95	99	1	1	1	94
Tunturikoivikot	7	19	7	7	19	7	7	13	32	63	5	10	21	39

Suot

Keidassuot	34	51	33	46	61	44	28	52	87	97	34	53	62	96
Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	99	100	99	98	100	98	95	99	100	100	10	10	10	100
Vaihettumissuot ja rantasuot	15	29	15	9	21	9	9	15	32	57	7	13	23	45
Lähteet ja lähdesuot	99	100	99	99	100	98	91	99	100	100	24	24	24	97
Taarnaluhtaletot	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Huurresammallähteet	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	61	61	61	100
Letot	58	74	57	38	59	38	26	48	84	97	28	44	54	94
Aapasuot	7	27	8	6	25	7	9	16	33	60	10	17	41	71
Palsasuot	58	69	58	58	69	58	37	63	94	99	34	41	42	91

Kallioiset luontotyypit

Kalkkikalliot	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	11	11	11	100
Silikaattikalliot	48	66	48	61	77	61	44	69	93	99	21	23	23	87
Kallioiden pioneerikasvillisuus	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	11	11	11	98

Metsät

Luonnonmetsät	4	19	4	5	22	5	8	13	29	55	9	16	41	60
Jalopuumetsät	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	68	68	68	100
Maankohoamisrannikon primäärisukessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	98	99	98	96	98	96	90	97	100	100	10	10	10	100
Lehdot	80	92	80	72	87	73	61	80	95	99	49	56	59	97
Harjumetsät	89	95	89	86	93	85	71	89	99	100	53	56	57	97
Hakamaat ja kaskilaitumet	100	100	100	100	100	100	99	100	100	100	43	43	43	100
Metsäluhdat	97	100	98	98	100	99	97	99	100	100	24	24	24	99
Raviini- ja rinnelehdot	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	82	82	82	100
Vanhat tammimetsät	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	70	70	70	100
Puustoiset suot	17	40	17	21	44	21	20	33	61	84	19	32	50	81
Tulvametsät	99	100	99	99	100	99	98	100	100	100	66	66	66	99

Liite 8. Pääluokkien tulokset ja tulosten tarkastelu

Kaikille pääluokille tehtiin neljä variaatiota, kuten aiemmin esitellyissä pääanalyyseissä: **Analyysi 1** ilmensi paikallista laatua, **analyysi 2** ilmensi alueiden välistä kytkeytyvyyttä, **analyysi 3** ilmensi alueiden erityisarvoja ja **analyysi 4** ilmensi alueiden välistä kytkeytyvyyttä ja alueiden erityisarvoja. Jokaisen pääluokan kohdalla käydään läpi poikkileikkaus tilanteesta, jossa 90 % maisemasta on poistettu ja jäljellä on enää paras 10 % maisemasta.

8.1 Merenrannikon luontotyypit

Merenrannikon luontotyyppien pääluokan analyyseissä (kuvat 21–24) oli mukana 20 merenrannikon Natura 2000 -luontotyyppiä. Niiden esiintymisalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on 104 km², mikä vastaa 0.29 %:a tutkimusalueesta (liite 1). Alueet ovat sijoittuneet pitkin Suomen rannikkoa maantieteellisistä ja tutkimusalueeseen rakenteellisista syistä. Jotkut luontotyypit ovat keskittyneet yhdelle alueelle, toiset sijaitsevat hajanaisemmin.

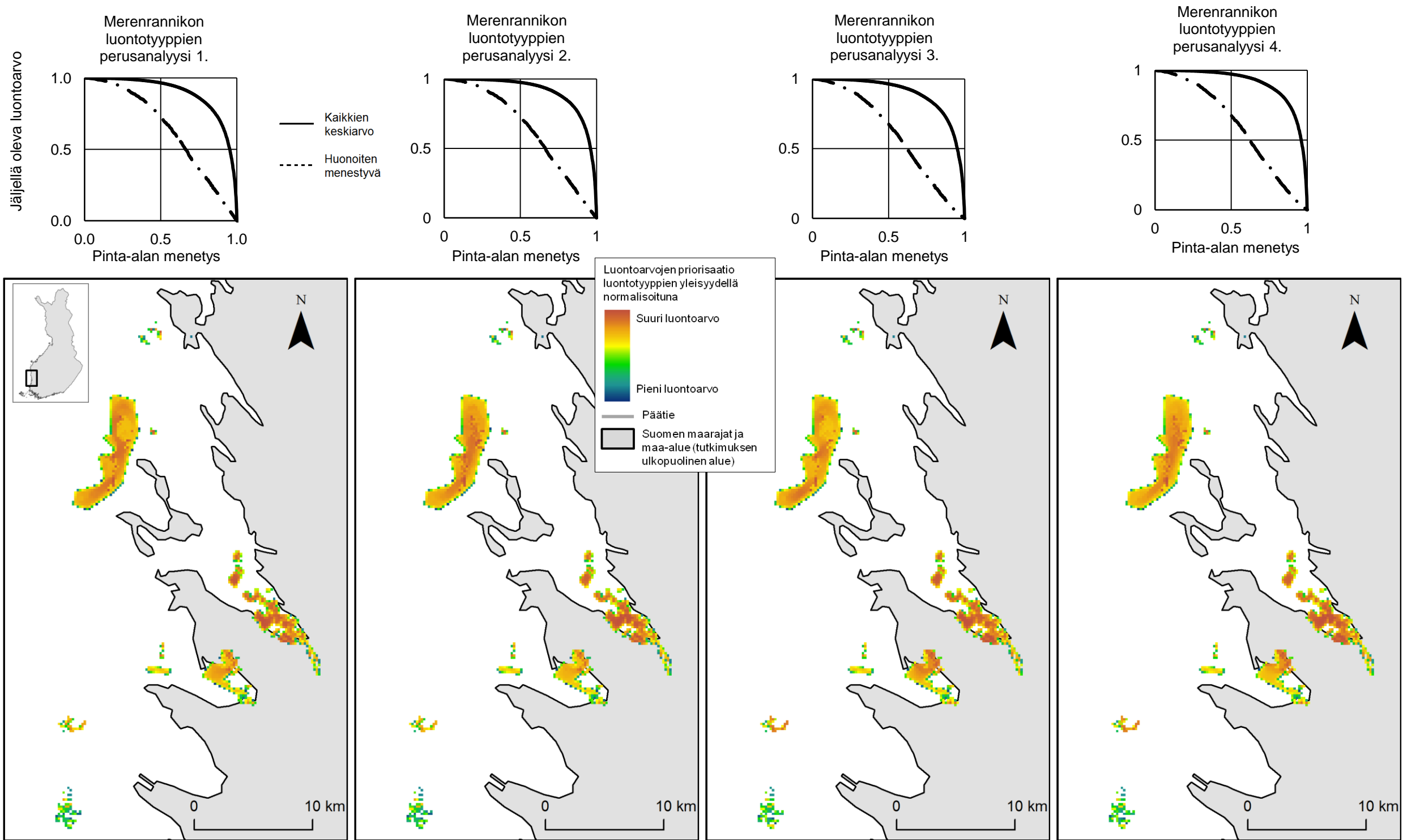
Koska kyseessä on suuri ryhmä esiintymisalueeltaan pienialaisia luontotyyppisiä, ovat rannikon alueet hyvin usein luontoarvoiltaan korvaamattomia ja saavat suuria priorisaatioarvoja. Tämän vuoksi alueilla, jossa merenrannikon luontotyyppisiä esiintyy pienen alueen sisällä enemmän, sijaitsee usein myös merkittävä luontoarvokeskittymä, kuten Vattajan ja Laumakarin alueet tai Porin rannikkoalueet. Kaikkiaan merenrannikon luontotyyppisiä oli edustettuna 11:ssä eri merkittävässä luontoarvokeskittymässä (luku 3.2, liite 9), joista kolme oli vain merenrannikon ja loput näiden ja muiden luontotyyppien yhdistelmiä.

Tuloksissa esitellään koko Suomen karttojen sijaan yksi yksittäinen kohde Suomen länsirannikolta, Porin rannikkoalueet (kuvat 21–24). Tässä mittakaavassa analyyysiversioiden muutokset ovat havaittavissa, toisin kuin koko Suomen mittakaavassa. Esiintymiskäyrien ja karttojen tarkemmat tulkintaohjeet on selostettu luvussa 3, Tulokset. Tuloksissa toistuu kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien yhteisistä analyyseistä todettu asia: painotetut piirteet hajauttavat suuren prioriteetin alueiden sijaintia eniten, kytkeytyvyys tiivistää niitä ja neljännessä analyyseissä kummatkin vaikutukset ovat havaittavissa. Hyvin kytkeytyneiden alueiden priorisaatiot kasvavat

alueiden luontoarvojen lähtötilanteesta välittämättä, mikä ilmenee merenrannikolla lähinnä vain jo valmiiksi yhtenäisillä alueilla, koska useat kohteet sijaitsevat niin pirstoutuneesti, ettei tutkimuksessa käytetty kytkeytyvyyden 2 kilometrin raja-arvo riittänyt parantamaan näiden hajanaisten alueiden kytkeytyvyyttä. Alueiden välisen kytkeytyvyyden huomioimisen ansiosta joidenkin luontoarvoltaan pienempien ja hyvin kytkeytyneiden alueiden priorisaatioarvo nousee. Tämä näkyy parhaassa 10 %:n osuudessa (taulukko 21 PA2/1 ja PA4/1) luontotyyppien esiintymistasoissa luontoarvojen pienempänä määränä verrattuna analyysihin, joissa alueiden kytkeytyvyyttä ei oteta huomioon. Luontotyyppien erityisarvojen huomiointi (taulukko 23 PA3 ja PA4) puolestaan sekä vähentää että kasvattaa esiintymistasojen määrää.

Taulukko 23. Merenrannikon Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot luontotyypeittäin, kun tarkastellaan parasta 10 % osuutta merenrannikon luontotyyppien kattamasta pinta-alasta. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyvyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä sekä painoilla. avg = perusanalyysien keskiarvo. Perusanalyyseissä 2 ja 4 luontotyypit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 /1 pelkästään ja PA2/2 kytkeytyneinä ja PA4/1 painotettuina ja kytkeytymättöminä sekä PA4/2 painotettuina ja kytkeytyneinä.

Luontotyyppi	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2	avg
Vedenalaiset hiekkasärkät	0,649	0,752	0,634	0,599	0,729	0,606	0,662
Jokisuistot	0,416	0,496	0,410	0,450	0,525	0,437	0,456
Rannikon laguunit	0,624	0,734	0,607	0,730	0,843	0,726	0,711
Laajat matalat lahdet	0,149	0,196	0,152	0,132	0,172	0,134	0,156
Riutat	1,000	1,000	1,000	0,978	0,998	0,978	0,992
Rantavallit	0,909	0,985	0,915	0,909	0,985	0,915	0,936
Kivikkorannat	0,294	0,522	0,297	0,209	0,428	0,217	0,328
Kasvipeitteiset merenrantakalliot	0,148	0,281	0,142	0,101	0,205	0,098	0,163
Harjusaaret	0,575	0,700	0,580	0,518	0,661	0,539	0,596
Ulkosaariston saaret ja luodot	0,182	0,372	0,178	0,156	0,337	0,156	0,230
Merenrantaniityt	0,381	0,620	0,374	0,555	0,783	0,541	0,542
Itämeren hiekkarannat	0,680	0,855	0,685	0,710	0,869	0,699	0,750
Kapeat murtovesilahdet	0,975	0,977	0,975	0,963	0,976	0,963	0,972
Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	0,952	0,963	0,952	0,943	0,954	0,943	0,951
Liikkuvat rantakauradyynit	0,919	0,973	0,922	0,930	0,978	0,930	0,942
Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	0,919	0,940	0,921	0,952	0,971	0,956	0,943
Variksenmarjadyynit	0,948	0,974	0,945	0,954	0,983	0,959	0,961
Metsäiset dyynit	0,789	0,849	0,810	0,744	0,800	0,756	0,791
Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	0,992	0,993	0,992	0,992	0,993	0,992	0,992
Kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit	0,994	1,000	0,994	0,994	1,000	0,994	0,996



Kuva 21. Esiintymiskäyrät ja kartta merenrannikon luontotyyppien perusanalyysistä 1, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuus ja luonnontilaisuus

Kuva 22. Esiintymiskäyrät ja kartta merenrannikon luontotyyppien perusanalyysistä 2, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden alueiden välinen kytkeytyvyys.

Kuva 23. Esiintymiskäyrät ja kartta merenrannikon luontotyyppien perusanalyysistä 3, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi luontotyyppien erityisarvot.

Kuva 24. Esiintymiskäyrät ja kartta merenrannikon luontotyyppien perusanalyysistä 4, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyys ja luontotyyppien erityisarvot.

8.2 Sisävesien luontotyypit

Sisävesien luontotyyppien pääluokan analyyseissä (kuvat 25–28) oli mukana 7 Natura 2000 - luontotyyppiä. Niiden esiintymisalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on 4516 km², mikä vastaa 13 %:a tutkimusalueesta (liite 1). Kaksi luontotyyppiä vastaa lähes koko pääluokan pinta-alasta: karut kirkasvetiset järvet ja luonnontilaiset jokireitit (liite 1). Loput luontotyypit ovat esiintymisalueeltaan pienialaisia. Suurin osa alueista on suuria sisävesistöjä ja loppu osa sisävesien tutkimusalueista sijoittuu pirstoutuneesti ympäri tutkimusalueen, varsinkin pohjoisen suurille erämaa-alueille.

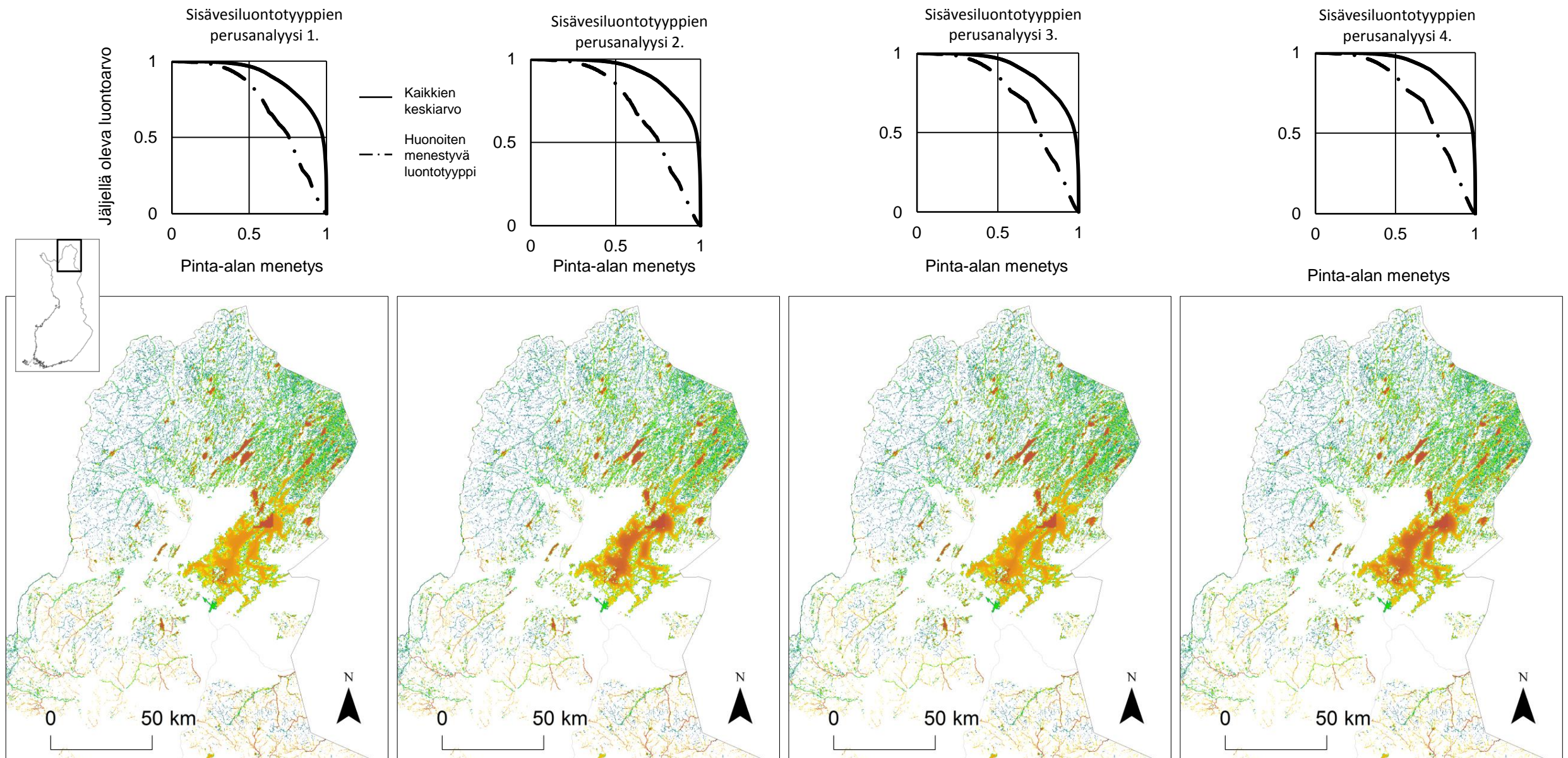
Järvien luontotyypit saavat usein suuria priorisaatioarvoja, koska ne ovat yhtenäisiä alueita. Joet ja purot ovat sen sijaan paljon reuna-alueita sisältäviä kapeita, vaikkakin yhtenäisiä, alueita. Niiden kapea-alainen, mutta usein katkeamaton yhteys toisiin alueisiin toisaalta suurentaa ja toisaalta pienentää niiden saamia priorisaatioita. Pienialaiset luontotyypit ovat puolestaan korvaamattomia, mikä nostaa niiden saamia priorisaatioita. Suuren suojeluarvon alueita esiintyy varsinkin yhtenäisillä järvi- ja jokialueilla ja harvinaisten luontotyyppien esiintymisalueilla. Kaikkiaan sisävesien luontotyyppijä oli edustettuna 9:ssä merkittävässä luontoarvokeskittymässä (luku 3.2, liite 9), joista kaikki olivat sisävesien luontotyyppien ja muiden luontotyyppien yhdistelmiä. Näistä kolme olivat yksittäisten luontotyyppien tärkeitä esiintymisalueita: Oulangan, Patvinsuon ja Puurijärvi-Isojärven kansallispuistot. Inarinjärvi oli alueista poikkeus, sen edustaessa kahta suurinta sisävesiluontotyyppiä hyvin suurella osuudella koko tutkimusalueesta. Lopuissa seitsemässä keskittymässä sisävesiluontotyypit olivat pienemmässä osassa alueen merkittävyyden kannalta.

Tuloksissa esitellään koko Inarinjärven alue Koillis-Lapissa koko Suomen karttojen sijaan. Alueella sijaitsee sekä järvi-, joki että kallioisia luontotyyppijä. Tässä mittakaavassa analyysiversioiden muutokset ovat havaittavissa toisin kuin koko Suomen mittakaavassa. Esiintymiskäyrien ja karttojen tarkemmat tulkintaohjeet on selostettu luvussa 3, Tulokset. Tuloksissa toistuu kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien yhteisistä analyyseistä todettu asia: painotetut piirteet hajauttavat suuren prioriteetin alueiden sijaintia eniten, kytkeytyvyys tiivistää niitä ja neljännessä analyysissä kummatkin vaikutukset ovat havaittavissa. Koska sisävedet sijaitsevat hyvin pirstoutuneesti, voidaan kytkeytyvyyden vaikutus havaita suurimmissa joissa ja järvissä alueiden välisen priorisaation suurenemisella ja muilla alueilla priorisaation laskemisella tai samana pysymisenä. Suurimmat muutokset koskevat karujen kirkasvetisten järvien ja

luonnontilaisten jokireittien alueiden priorisaatioiden muutoksia, koska niiden pinta-ala kattaa niin suuren osuuden sisävesiluontotyyppien kokonaispinta-alasta. Kytkeytyvyyden huomiointi näkyy priorisaation parhaassa 10 %:n osuudessa (taulukko 24 PA2/1 ja PA4/1) luontotyyppien esiintymistasoissa luontoarvojen pienempänä määränä verrattuna analyyseihin, joissa alueiden kytkeytyvyyttä ei oteta huomioon. Luontotyyppien erityisarvojen huomiointi (taulukko 24 PA3 ja PA4) puolestaan sekä vähentää että kasvattaa esiintymistasojen määrää.

Taulukko 24. Sisävesien Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot luontotyypeittäin, kun tarkastellaan parasta 10 % osuutta sisävesien luontotyyppien kattamasta pinta-alasta. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyvyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä sekä painoilla. avg = perusanalyysien keskiarvo. Perusanalyyseissä 2 ja 4 luontotyyppit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 /1 pelkästään ja PA2/2 kytkeytyneinä ja PA4/1 painotettuina ja kytkeytymättöminä sekä PA4/2 painotettuina ja kytkeytyneinä.

Luontotyyppit	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2	avg
Karut kirkasvetiset järvet	0,192	0,280	0,181	0,210	0,309	0,204	0,229
Niukka-keskiravinteiset järvet	0,988	0,997	0,987	0,989	0,998	0,988	0,991
Kalkkilammet ja järvet	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Luontaisesti ravinteiset järvet	0,999	1,000	0,999	0,999	1,000	0,999	0,999
Humuspitoiset järvet ja lammet	0,799	0,933	0,787	0,821	0,943	0,813	0,849
Luonnontilaiset jokireiitit	0,239	0,310	0,230	0,259	0,343	0,259	0,273
Pikkujoet ja purot	0,503	0,761	0,506	0,431	0,697	0,406	0,551

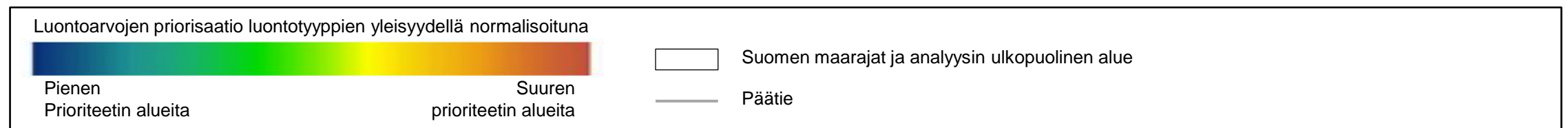


Kuva 25. Esiintymiskäyrät ja kartta sisävesien luontotyyppien perusanalyysistä 1, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuus ja luonnontilaisuus

Kuva 26. Esiintymiskäyrät ja kartta sisävesien luontotyyppien perusanalyysistä 2, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden alueiden välinen kytkeytyvyys.

Kuva 27. Esiintymiskäyrät ja kartta sisävesien luontotyyppien perusanalyysistä 3, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi luontotyyppien erityisarvot.

Kuva 28. Esiintymiskäyrät ja kartta sisävesien luontotyyppien perusanalyysistä 4, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyys ja luontotyyppien erityisarvot.



8.3 Niitty-, nummi- ja pensaikkoluontotyypit

Niitty-, nummi- ja pensaikkoluontotyyppien pääluokan analyyseissä (kuvat 29–32). oli mukana 11 Natura 2000 -luontotyyppiä. Niiden esiintymisalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on 10 km², mikä vastaa 0.03 %:a tutkimusalueesta (liite 1). Kolme luontotyyppiä vastaa lähes koko pääluokan pinta-alasta: tulvaniityt, kuivat nummet sekä runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt (liite 1). Kahden luontotyypin kokonaisesiintymisalue on pienempi kuin hehtaari. Alueet sijaitsevat hyvin pirstoutuneesti saaristossa ja sisämaassa.

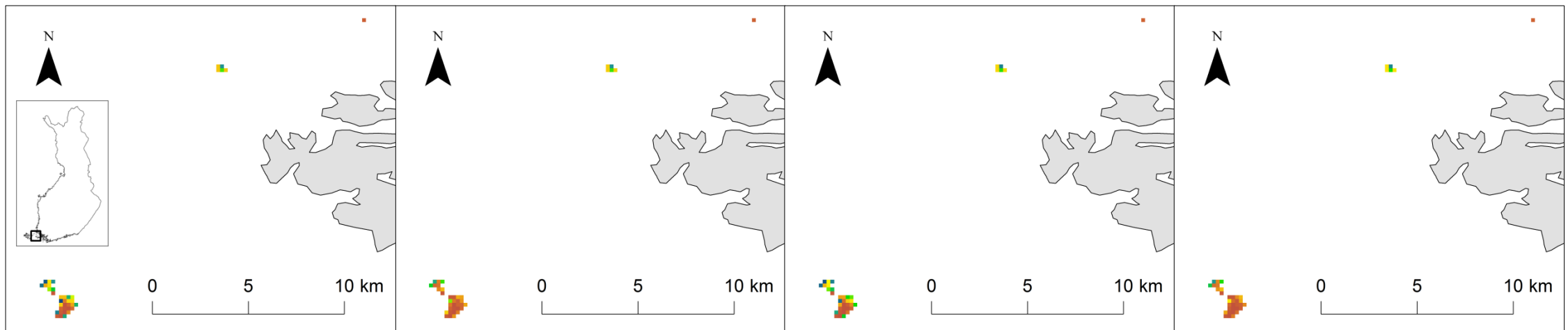
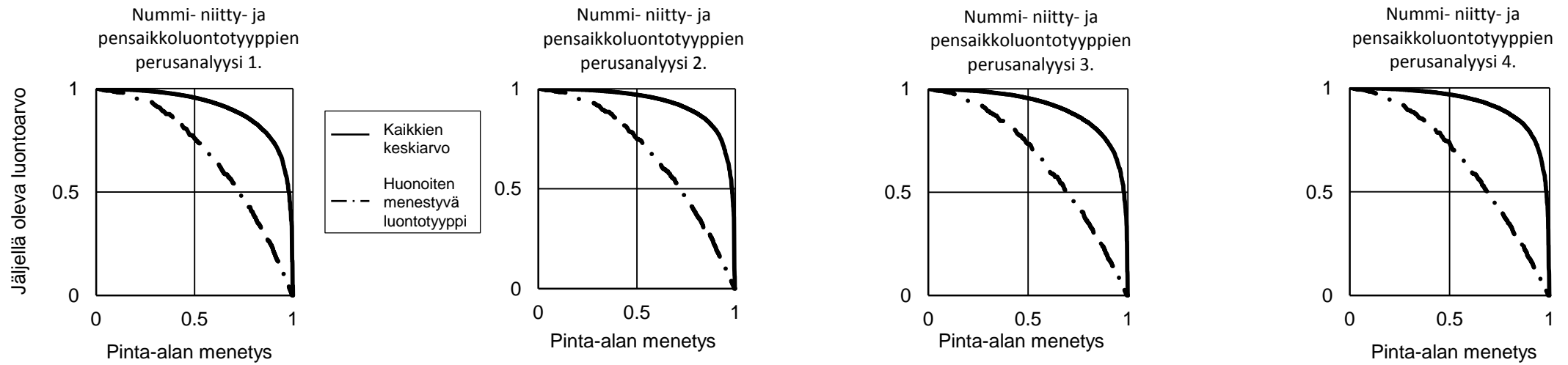
Nummet, niityt ja pensaikat esiintyvät kaikki hyvin pienellä alueella, minkä vuoksi ne kaikki ovat korvaamattomia. Suuren prioriteetin alueet ovat alueilla, missä sijaitsee kaikista harvinaisimpia luontotyyppiä. Harvinaisuuden ja pirstaleisten esiintymisalueiden vuoksi alueiden välisellä kytkeytyvyydellä ei ole kovin suurta vaikutusta, koska alueiden pitkä välimatka heikentää kytkeytyvyyden vaikutusta. Kaikkiaan nummien, niittyjen ja pensaikkojen luontotyyppiä oli edustettuna 14:ssä merkittävässä luontoarvokeskityksessä (luku 3.2, liite 9). Näistä Käsivarsi, Porin rannikkoalueet, Tulliniemen ja Uddskatanin luonnonsuojelualue sekä Kuirimonkosken niityt olivat alueita, joilla esiintyi yli puolet jonkun tähän pääluokkaan kuuluvista luontotyypeistä.

Tuloksissa esitellään yksi yksittäinen kohde, Saaristomeren kansallispuiston Jungfruskär lähialueineen, koko Suomen tulosten sijaan, koska se on yksi ainoita alueita, jossa analyysiversioiden muutokset ovat havaittavissa. Esiintymiskäyrien ja karttojen tarkemmat tulkintaohjeet on selostettu luvussa 3. Tulokset. Tulokuvista nähdään, että suurimmalla saarella, Jungfruskärillä, toistuu kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien yhteisistä analyyseistä tuttu asia: painotetut piirteet hajauttavat suuren priorisaation alueiden esiintymiä, alueiden välisen kytkeytyvyyden ilmentäminen tiivistää niitä ja neljännessä analyysissä kummatkin vaikutukset ovat havaittavissa. Keskikokoisella ja pienellä saarella ei tapahdu juurikaan muutoksia alueiden priorisaatiossa. Tämä kertoo, että keskikokoisen saaren luontotyypit eivät hyödy kytkeytyvyyden tai erityisarvojen ilmentämisestä. Pienikokoisesta suuren priorisaation saaresta puolestaan havaitaan Zonation-ohjelman Basic Core Area-toiminnon toimintaperiaate: harvinaista ei menetetä. Tämä pieni saari on näiden alueiden joukossa arvokas otettiinpa sitten huomioon alueiden välinen kytkeytyvyys, painotukset tai vain lähtötilanne. Tuloksissa toistuu kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien yhteisistä analyyseistä todettu asia: painotetut piirteet hajauttavat

suuren prioriteetin alueiden sijaintia eniten, kytkeytyvyys tiivistää niitä ja neljännessä analyysissä kummatkin vaikutukset ovat havaittavissa. Kytkeytyvyyden huomiointi näkyy priorisaation parhaassa 10 %:n osuudessa (taulukko xx PA2/1 ja PA4/1) luontotyyppien esiintymistasoissa luontoarvojen pienempänä määränä verrattuna analyysihin, joissa alueiden kytkeytyvyyttä ei oteta huomioon. Luontotyyppien erityisarvojen huomiointi (taulukko xx PA3 ja PA4) puolestaan sekä vähentää että kasvattaa esiintymistasojen määrää. Taulukosta nähdään myös, että neljä harvinaisinta luontotyyppiä ovat edelleen säilyneet koskemattomina, mikä kertoo niiden olevan todella korvaamattomia.

Taulukko 25. Nummi-, niitty- ja pensas- Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot luontotyypeittäin, kun tarkastellaan parasta 10 % osuutta nummi-, niitty- ja pensasluontotyyppien kattamasta pinta-alasta. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyvyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä sekä painoilla. avg = perusanalyysien keskiarvo. Perusanalyysissä 2 ja 4 luontotyyppit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 /1 pelkästään ja PA2/2 kytkeytyneinä ja PA4/1 painotettuina ja kytkeytymättöminä sekä PA4/2 painotettuina ja kytkeytyneinä.

Luontotyyppit	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2	avg
Kuivat nummet	0,373	0,531	0,359	0,331	0,502	0,335	0,405
Kuivat niityt ja pensaikot kalkkipitoisilla alustoilla	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Runsaslajiset jäkkiniityt	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	0,359	0,656	0,359	0,472	0,748	0,455	0,508
Alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot	0,951	0,996	0,951	0,970	0,998	0,970	0,973
Siniheinäniityt	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Kosteat suurruohoniityt	0,562	0,779	0,576	0,473	0,663	0,471	0,587
Tulvaniityt	0,218	0,491	0,207	0,182	0,424	0,176	0,283
Alavat niitetyt niityt	0,825	0,945	0,789	0,785	0,940	0,765	0,842
Vuoristojen niitetyt niityt	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Lehdes- ja vesaniityt	0,885	0,954	0,894	0,929	0,993	0,938	0,932

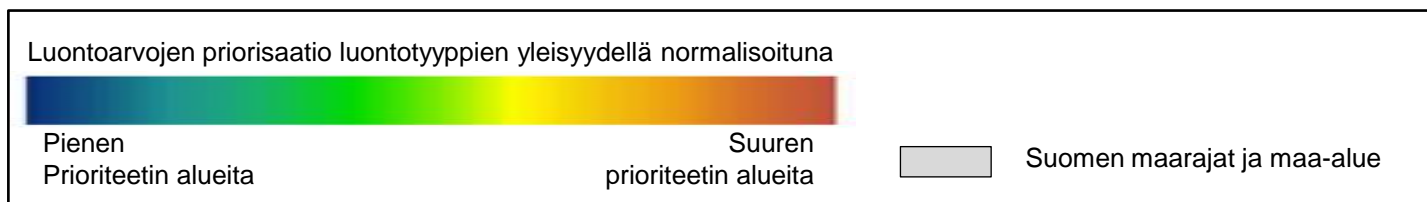


Kuva 29. Esiintymiskäyrät ja kartta nummi-, niitty- ja pensaikkoluontotyyppien perusanalyysistä 1, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuus ja luonnontilaisuus

Kuva 30. Esiintymiskäyrät ja kartta nummi-, niitty- ja pensaikkoluontotyyppien perusanalyysistä 2, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden alueiden välinen kytkeytyvyys.

Kuva 31. Esiintymiskäyrät ja kartta nummi-, niitty- ja pensaikkoluontotyyppien perusanalyysistä 3, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi luontotyyppien erityisarvot.

Kuva 32. Esiintymiskäyrät ja kartta nummi-, niitty- ja pensaikkoluontotyyppien perusanalyysistä 4, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyys ja luontotyyppien erityisarvot.



8.4 Tunturiluontotyypit

Tunturiluontotyyppien pääluokan analyysissä (kuvat 33–36). oli mukana 7 Natura 2000 - luontotyyppiä. Niiden esiintymisaluiden yhteenlaskettu pinta-ala oli 11967 km², mikä vastaa 33 %:a tutkimusalueesta (liite 1) ollen suurin pääluokka. Tunturiluontotyyppien kattamasta pinta-alasta suurin osa (96 %) on tunturikankaita ja -koivikkoja. Pienimmän luontotyypin, pensaskanervikkojen, pinta-ala on vain 0.3 km² (liite 1). Tunturiluontotyypit rajatuvat geologiansa mukaisesti Pohjois-Suomeen, jossa ne muodostavat muihin pääluokkiin verrattuna hyvin yhtenäisiä suuria alueita Erittäin pieniä yksittäisiä kohteita esiintyy myös etelämpänä.

Tunturiluontotyyppien arvottamisessa suuria priorisaatioarvoja saivat alueet, jotka ovat yhtenäisiä ja hyvin kytkeytyneitä, niissä esiintyy harvinaisia luontotyyppisiä ja/tai ne ovat edustavia ja luonnontilaisia. Viisi harvinaista luontotyyppiä määrittelevät osaltaan suuren prioriteetin alueiden sijoittumista korvaamattomuutensa perusteella. Suurimpina suurin prioriteetin tiivistyminä erottuvat Kilpisjärven pohjoispuolella sijaitseva Yläperän tunturialue sekä Paistunturin erämaa-alue ja Kevon luonnonpuiston eteläisin osa. Kaikkiaan tunturiluontotyyppisiä oli edustettuna neljässä merkittävässä luontoarvokeskityksessä (luku 3.2, liite 9). Näistä Käsivarren aluetta voidaan luonnehtia tunturiluontotyyppien hotspotiksi, koska siellä esiintyi seitsemästä luontotyyppistä kuusi, joista kolmesta yli 50, yhdestä yli 40, yhdestä yli 20 ja yhdestä yli 10 %:a. Pensaskanervikot oli ainoa tunturiluontotyyppi, jota ei esiintynyt Käsivarren alueella. Sen Suomen ainoa esiintymisalue muodosti Pulmankijärvelle merkittävän luontoarvokeskityksen. Paistunturin keskityksessä esiintyy monia tunturiluontotyyppisiä, vaikkakin pienissä määrin ja Urho Kaleva Kekkonen kansallispuistossa kahta luontotyyppiä. Pienen prioriteetin alueet keskittyvät Kevon luonnonpuiston tunturimittarituhoalueelle sekä Kaldoaivin erämaa-alueen koillisosiin.

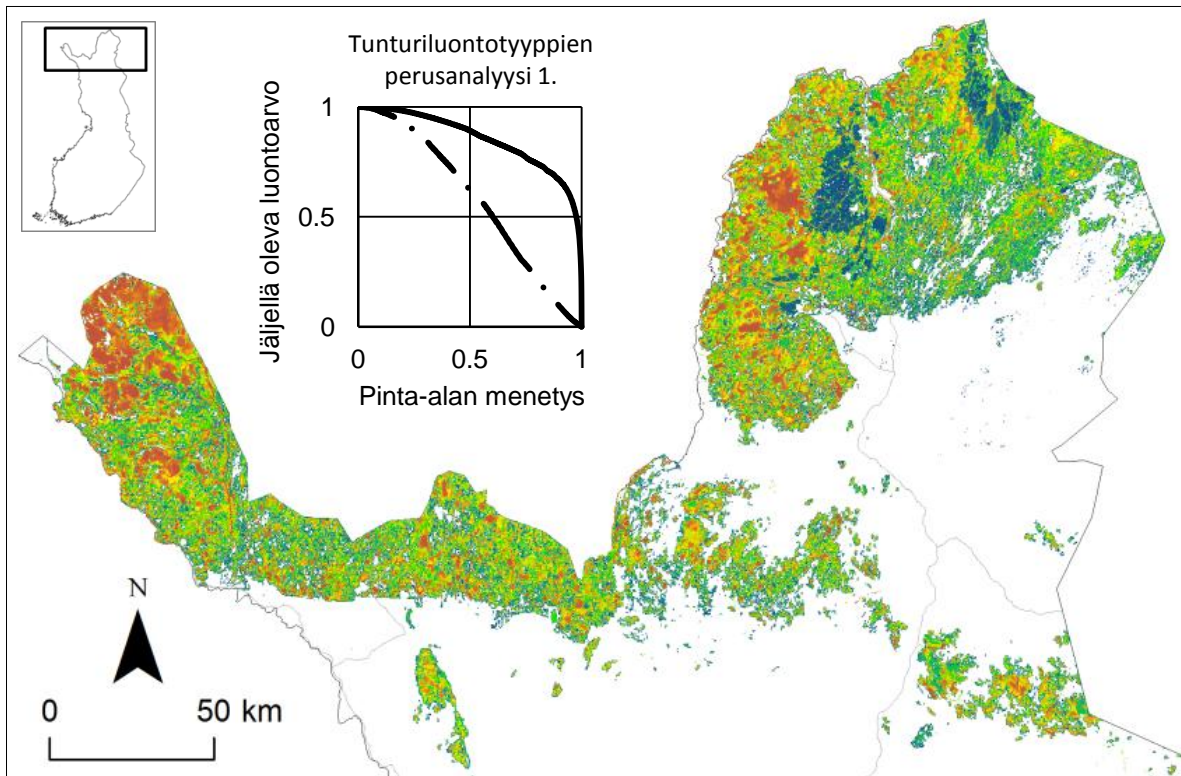
Tuloksissa esitellään tunturiluontotyyppien esiintymisalue – Suomen pohjoisin osa, johon jossa sijaitsevat suurimmat tunturikeskitykset tässä analyysissä. Esiintymiskäyrien ja karttojen tarkemmat tulkintaohjeet on selostettu luvussa 3. Alueiden välisen kytkeytyvyyden ilmentäminen kasvattaa Yläperän sekä Paistunturin ja Kevon luonnonpuiston eteläosan suuren priorisaatioarvon tiivistymien kokoa. Lisäksi esille nousevat Pulmankijärven alue Utsjoella, Lätäseno, Urho Kaleva Kekkonen kansallispuiston alueet ja Muotkatunturit. Kaikilla näillä alueilla oli ennen alueiden välisen kytkeytyvyyden huomiointia hyvin pieniä tai kapea-alaisia suuren prioriteetin alueita.

Luontotyyppien painottaminen ei aiheuta suurta muutosta suuren priorisaatioarvon alueiden sijoittumiseen. Kytkeytyvyyden huomiointi näkyy priorisaation parhaassa 10 %:n osuudessa (taulukko 26 PA2/1 ja PA4/1) luontotyyppien esiintymistasoissa luontoarvojen pienempänä määränä verrattuna analyyseihin, joissa alueiden kytkeytyvyyttä ei oteta huomioon.

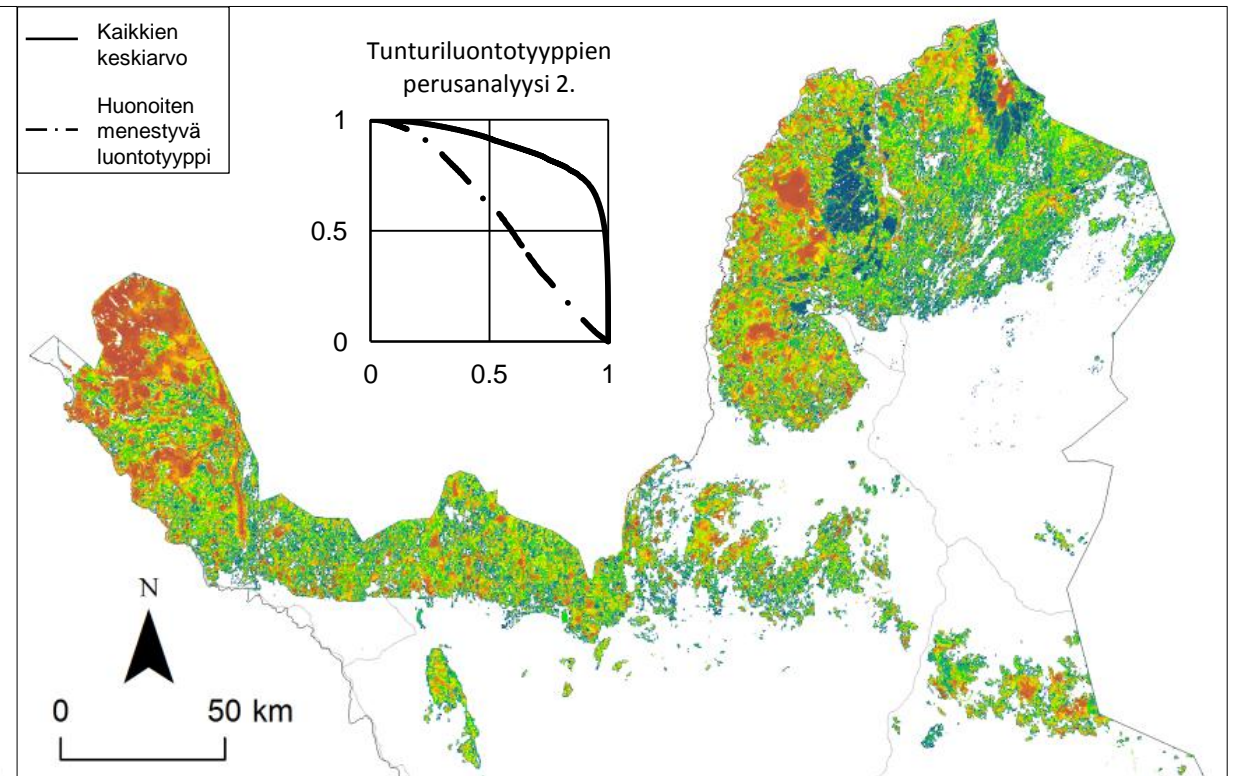
Luontotyyppien erityisarvojen huomiointi (taulukko 26 PA3 ja PA4) puolestaan sekä vähentää että kasvattaa esiintymistasojen määrää.

Taulukko 26. *Tunturien Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot luontotyypeittäin, kun tarkastellaan parasta 10 % osuutta tunturiluontotyyppien kattamasta pinta-alasta. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyvyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä sekä painoilla. avg = perusanalyysien keskiarvo. Perusanalyyseissä 2 ja 4 luontotyyppit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 /1 pelkästään ja PA2/2 kytkeytyneinä ja PA4/1 painotettuina ja kytkeytymättöminä sekä PA4/2 painotettuina ja kytkeytyneinä.*

Luontotyyppit	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2	avg
Tuntureiden vyörysoiraikot ja -lohkareikot	1,000	0,999	0,999	0,996	0,997	0,998	0,998
Tunturijoet ja purot	0,637	0,874	0,641	0,567	0,844	0,584	0,691
Pensaskanervikot	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Tunturikankaat	0,093	0,403	0,091	0,099	0,406	0,095	0,198
Tunturipajukot	0,990	0,996	0,992	0,979	0,991	0,984	0,989
Karut tunturiniityt	0,838	0,940	0,849	0,760	0,895	0,773	0,843
Tunturikoivikot	0,120	0,306	0,116	0,126	0,313	0,122	0,184



Kuva 33. Esiintymiskäyrät ja kartta tunturiluontotyyppien perusanalyysistä 1, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuus ja luonnontilaisuus



Kuva 34. Esiintymiskäyrät ja kartta tunturiluontotyyppien perusanalyysistä 2, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden alueiden välinen kytkeytyvyys.

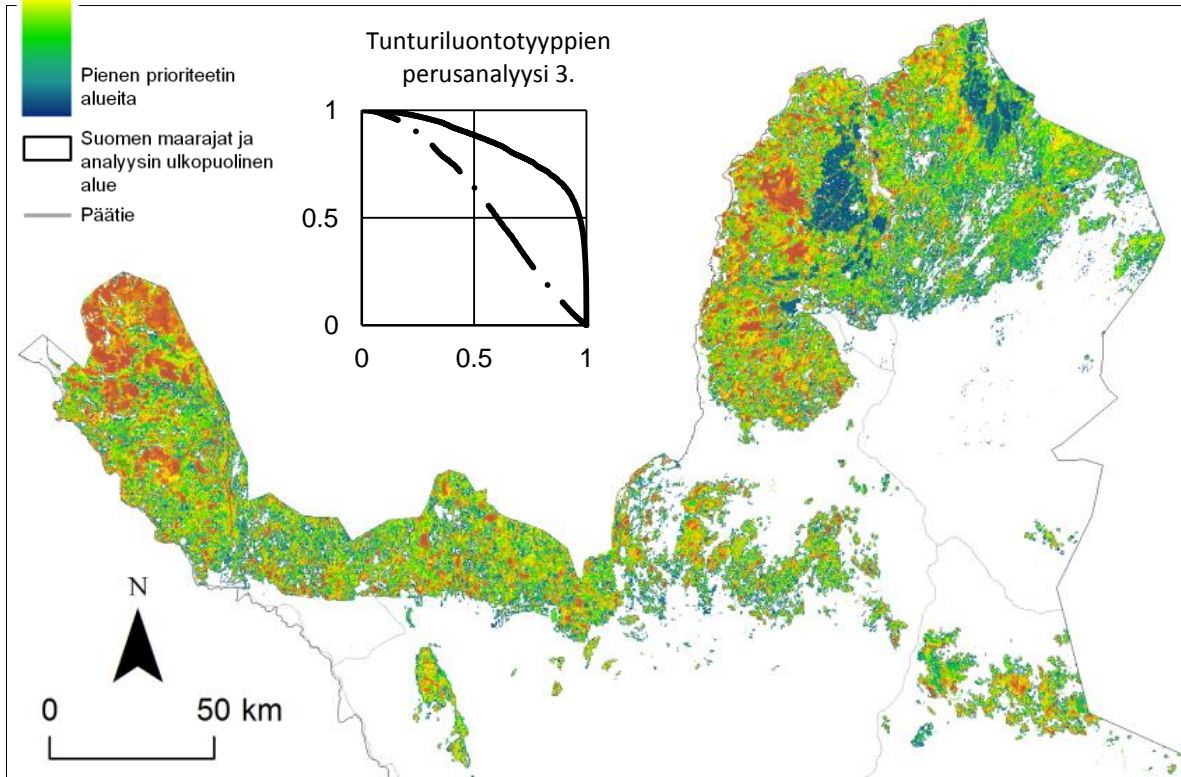
Luontoarvojen priorisaatio

Suuren prioriteetin alueita

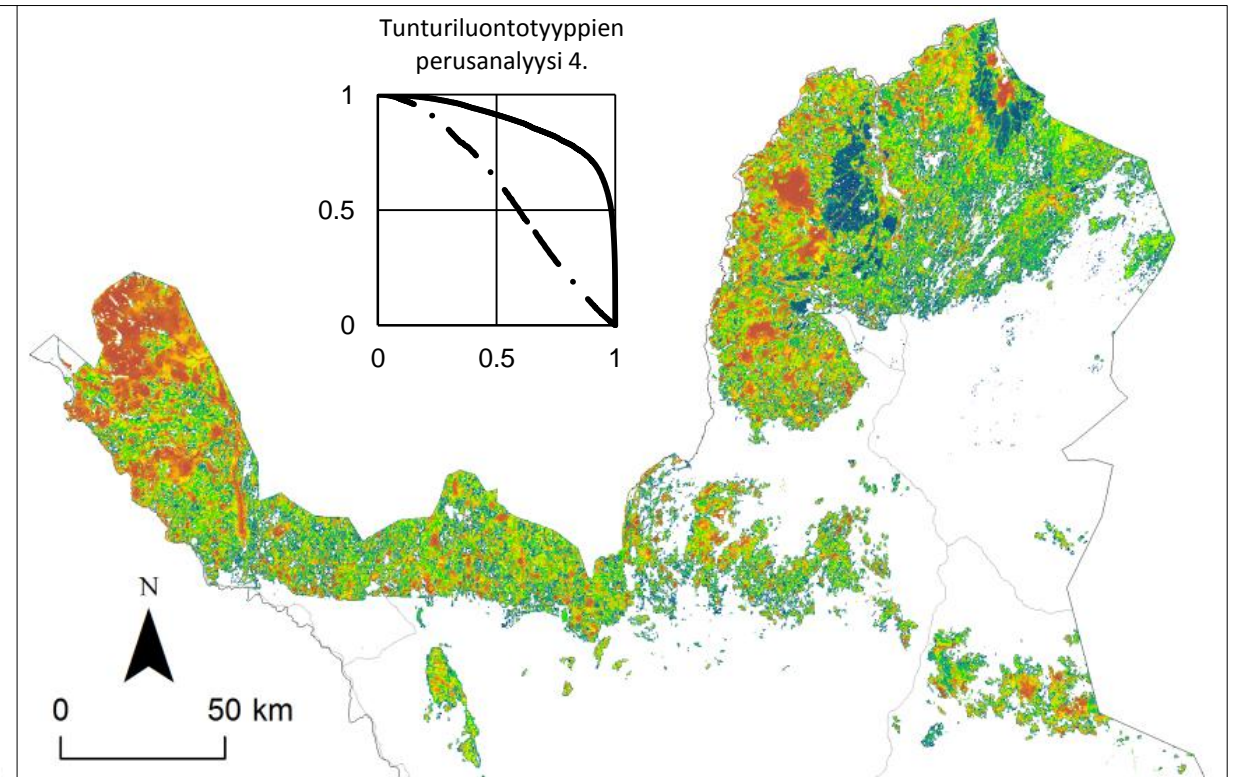
Pienen prioriteetin alueita

Suomen maarajat ja analyysin ulkopuolinen alue

Päätie



Kuva 31. Esiintymiskäyrät ja kartta tunturiluontotyyppien perusanalyysistä 3, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi luontotyyppien erityisarvot.



Kuva 32. Esiintymiskäyrät ja kartta tunturiluontotyyppien perusanalyysistä 4, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyys ja luontotyyppien erityisarvot.

8.5 Suoluontotyypit

Suoluontotyyppien pääluokan analyyseissä (kuvat 37–40) oli mukana 9 Natura 2000 - luontotyyppiä. Niiden esiintymisalueiden yhteenlaskettu pinta-ala oli 10 327 km², mikä vastaa 29 %:a tutkimusalueesta (liite 1). Suomessa on soita lähes kaikkialla, minkä vuoksi myös soiden tutkimusalue oli kattavasti edustettuna ympäri maan merenrannikkoa lukuun ottamatta. Suoluontotyyppien pinta-alat vaihtelivat 67 %:sta (aapasuot) alle promilleen (taarnaluhtaletot ja huuresammallähteet) soiden yhteenlasketusta pinta-alasta.

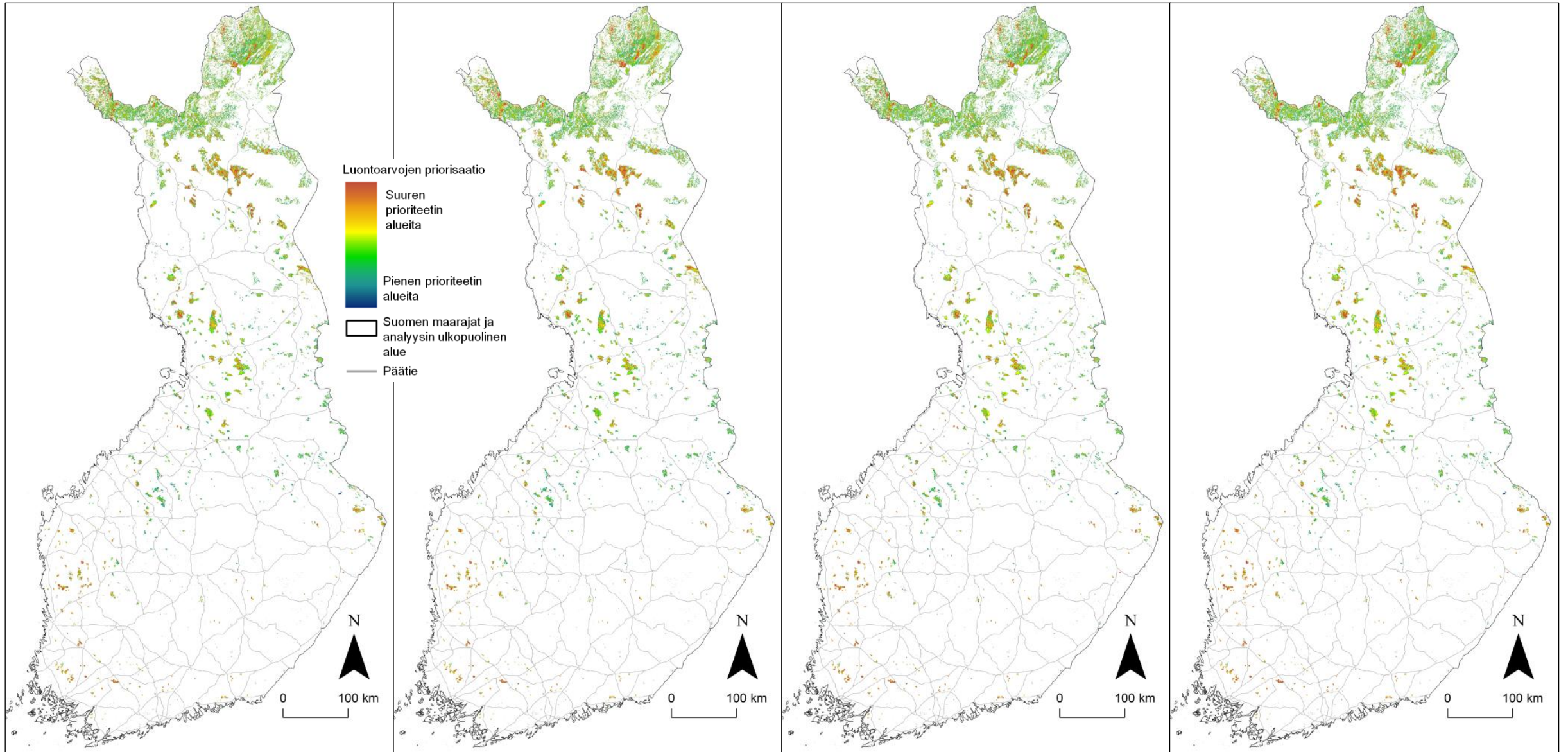
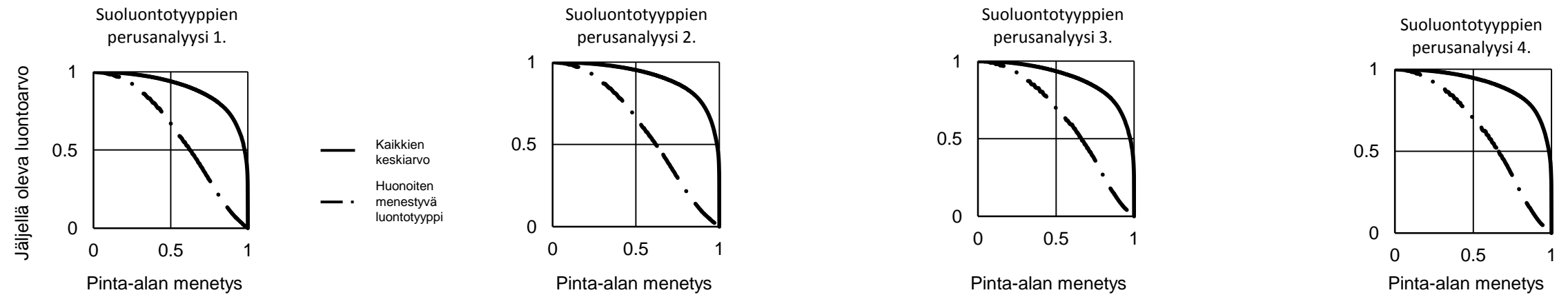
Suoluontotyyppien arvottamisessa suuria priorisaatioarvoja saivat alueet, joissa esiintyy harvinaisia luontotyyppisiä (4 luontotyyppiä) ja/tai ne ovat yhtenäisiä ja hyvin kytkeytyneitä hyvälaatuisia esiintymiä. Etelä-Suomen monet esiintymät ovat kansallispuistoja tai soidensuojelualueita, jotka on perustettu monissa tapauksissa juuri suoluonnon säilyttämiseksi, kuten esimerkiksi Torrnsuon tai Kurjenrahkan kansallispuistot. Nämä alueet saavat erittäin suuren prioriteetin analyyseissä eristyneisyydestään huolimatta, mikä kertoo niillä esiintyvistä harvinaisista luontotyypeistä. Pohjois-Suomen suuren prioriteetin alueiden, kuten Koillisenkairan tai Luiron, arvo perustuu alueiden heterogeenisyyteen ja kytkeytyvyyteen: samalla yhtenäisellä suurella alueella esiintyy monia luontotyyppisiä, joista osa on harvinaisia ja osa yleisempiä. Suomi, jota Suomaaksikin on kutsuttu, on alueiden maankäytön ja maankäyttöhistorian vuoksi tilanteessa, jossa Etelä-Suomen yhtenäiset suuret ja alueen luonnolle ominaiset suoalueet ovat harvinaisia. Pohjois-Suomessa on suuria, edustavia ja luonnontilaisia ja hyvin kytkeytyneitä suoalueita, mutta karuutensa ja pohjoisuutensa vuoksi niillä ei Etelä-Suomen rehevämpiä ja ravinteikkaita suoluontotyyppisiä esiinny. Kaikkiaan suoluontotyyppisiä oli edustettuna 22:ssa merkittävässä luontoarvokeskityksessä (luku 3.2, liite 9). Näistä monet olivat metsä- ja suoluontotyyppien yhdistelmiä (13 keskittymää), mitä selittää monien suo- ja metsäluontotyyppien ekologian samankaltaisuus. Kuusi keskittymää oli vain suoluontotyyppikeskityksiä, joista yksi edusti Suomen ainoaa taarnaluhtalettoesiintymää.

Tuloskartoista erottuu suuren priorisaation alueita ympäri tutkimusalueen. Esiintymiskäyrien ja karttojen tarkemmat tulkintaohjeet on selostettu luvussa 3. Suurien alueiden keskittymiä havaitaan alueilla kuten Lätäsenon ja Hietajoen ympäristössä Käsivarressa, Pöyrisjärven ympäristössä, Paistunturin erämaa-alueen etelä- ja luoteis-osissa, Inarinjärven pohjoispuolella Sammuttijängän ja Vaijoenjängän ympäristissä, Sodankylän, Pelkosenniemen ja

Kittilän suurilla suoalueilla sekä Martimoaavan-, Lumiaaavan- ja Penikoiden suoalueilla Simossa. Pienikokoisia suuren prioriteetin alueita sijaitsee Etelä-Pohjanmaalta Satakunnan kautta Etelä-Hämeeseen ja Varsinais-Suomeen ulottuvalla alueella. Eri analyysiversioissa toistuu kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien yhteisistä analyyseistä todettu asia: painotetut piirteet hajauttavat suuren prioriteetin alueiden sijaintia eniten, kytkeytyvyys tiivistää niitä ja neljännessä analyysissä kummatkin vaikutukset ovat havaittavissa. Esimerkiksi Meltion Luonnonpuisto, Oulangan kansallispuisto ja Itä-Suomen suo-alueet alkavat erottua paremmin, kun alueiden välinen kytkeytyvyys otetaan huomioon. Kaikissa analyysiversioissa hyvin kerta toisensa jälkeen erottuvat suuremmat alueet ovat Inarinjärven pohjoispuolella olevat Sammuttijängän ja Vaijoenjängän ja Paistunturin erämaa-alueen eteläosan suoalueet sekä Martimoaavan-, Lumiaaavan- ja Penikoidensuon suojelualueet. Luontotyyppien esiintymistasoista nähdään, että neljä harvinaisinta luontotyyppiä ovat säilyttäneet lähes kaikki alueensa, kun tarkastellaan priorisaation parasta 10 %:n osuutta. Kytkeytyvyyden huomiointi näkyy priorisaation parhaassa 10 %:n osuudessa (taulukko 27, PA2/1 ja PA4/1) luontotyyppien esiintymistasoissa luontoarvojen pienempänä määränä verrattuna analyyseihin, joissa alueiden kytkeytyvyyttä ei oteta huomioon. Luontotyyppien erityisarvojen huomiointi (taulukko 27, PA3 ja PA4) puolestaan sekä vähentää että kasvattaa esiintymistasojen määrää verrattuna painottamattomiin ja kytkeytymättömiin analyyseihin.

Taulukko 27. Soiden Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot luontotyypeittäin, kun tarkastellaan parasta 10 % osuutta suoluontotyyppien kattamasta pinta-alasta. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyvyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä sekä painoilla. avg = perusanalyysien keskiarvo. Perusanalyyseissä 2 ja 4 luontotyypit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 /1 pelkästään ja PA2/2 kytkeytyneinä ja PA4/1 painotettuina ja kytkeytymättöminä sekä PA4/2 painotettuina ja kytkeytyneinä.

Luontotyyppit	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2	avg
Keidassuot	0,556	0,697	0,549	0,673	0,796	0,672	0,657
Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	0,997	0,999	0,997	0,992	0,999	0,992	0,996
Vaiheutumissuot ja rantasuot	0,228	0,332	0,224	0,146	0,240	0,143	0,219
Lähteet ja lähdesuot	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Taarnaluhtaletot	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Huurresammallähteet	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Letot	0,739	0,877	0,740	0,588	0,793	0,600	0,723
Aapasuot	0,092	0,317	0,087	0,103	0,327	0,098	0,171
Palsasuot	0,750	0,837	0,754	0,784	0,856	0,779	0,793



Kuva 37. Esiintymiskäyrät ja kartta suoluontotyyppien perusanalyysistä 1, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuus ja luonnontilaisuus

Kuva 38. Esiintymiskäyrät ja kartta suoluontotyyppien perusanalyysistä 2, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden alueiden välinen kytkeytyvyys.

Kuva 39. Esiintymiskäyrät ja kartta suoluontotyyppien perusanalyysistä 3, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi luontotyyppien erityisarvot.

Kuva 40. Esiintymiskäyrät ja kartta suoluontotyyppien perusanalyysistä 4, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyys ja luontotyyppien erityisarvot.

8.6 Kallioiset luontotyypit



Kallioisten luontotyyppien pääluokan analyyseissä (kuvat 41–44) oli mukana 3 Natura 2000 -luontotyyppiä. Niiden esiintymisalueiden yhteenlaskettu pinta-ala oli 602 km², mikä vastaa 2 %:a tutkimusalueesta (liite 1). Tästä 99 %:a on silikaattikallioita. Esiintymät sijaitsevat Suomessa pohjoiseen voimakkaasti painottuen ja sielläkin sirpaleisesti. Etelä-Suomessa niiden esiintymisen

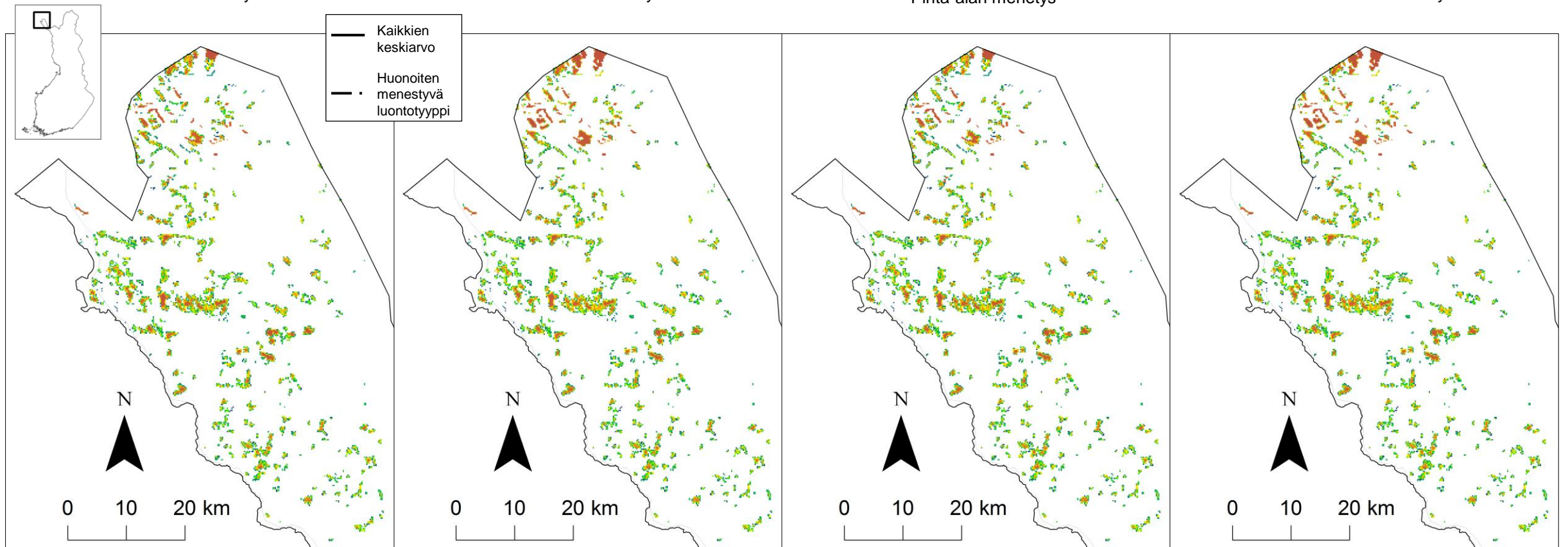
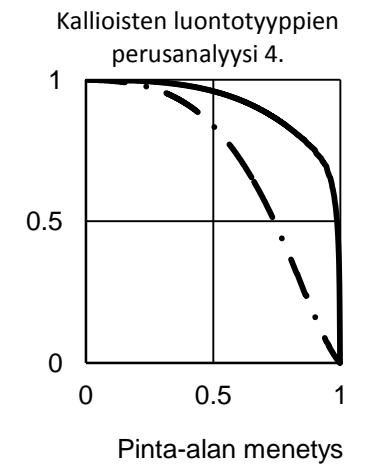
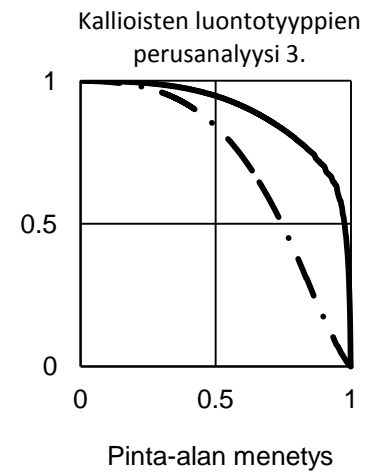
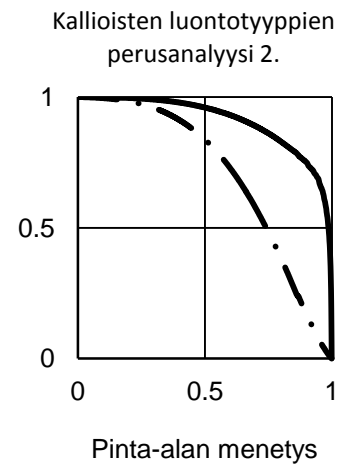
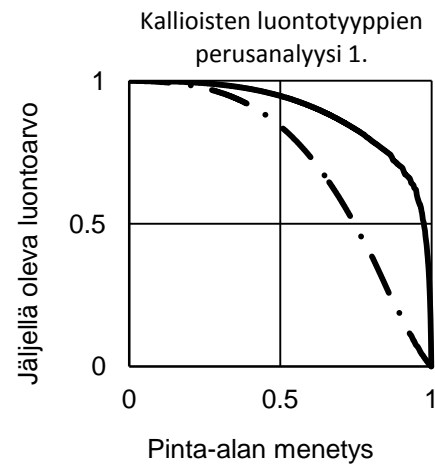
harvinaisuutta selittävät kasvillisuuden runsaampi määrä Pohjois-Suomeen verrattuna. Kallioiset luontotyypit omaavat paljon yhtäläisyyksiä monien merenrannikon ja tuntureiden luontotyyppien kanssa.

Kallioisten luontotyyppien arvottamisessa suuria priorisaatioarvoja saivat varisinkin alueet, joissa esiintyy harvinaisten kalkkikallioiden ja kallioiden pioneerikasvillisuuden alueita. Tämän jälkeen suuren prioriteetin alueiden sijoittumista määritteli alueiden koko ja kytkeytyneisyys alueen sisällä ja toisiin alueisiin. Kaikkiaan tunturiluontotyyppiä oli edustettuna viidessä merkittävässä luontoarvokeskityksessä (luku 3.2, liite 9).

Tuloksissa esitellään Kilpisjärven ja sen pohjoispuolen alueen. Esiintymiskäyrien ja karttojen tarkemmat tulkintaohjeet on selostettu luvussa 3, Tulokset. Priorisaatiossa suuria arvoja saaneet suurehkot alueet sijaitsevat suurilla erämaa-alueilla Yläperän alueella Käsivarren päässä, Paistunturin erämaa-alueen pohjoisosassa ja Hammastunturin erämaa-alueella sekä Lemmenjoen kansallispuistossa. Lisäksi Oulangan, Koloveden ja Linnasaaren kansallispuistojen alueilla sekä Pihlajavedellä sijaitsee pirstoutuneesti arvokkaita harvinaisia luontotyyppiä sisältäviä alueita. Tuloksissa toistuu kaikkien Natura 2000 -luontotyyppien yhteisistä analyyseistä todettu asia: painotetut piirteet hajauttavat suuren prioriteetin alueiden sijaintia eniten, kytkeytyvyys tiivistää niitä ja neljännessä analyysissä kummatkin vaikutukset ovat havaittavissa. Kytkeytyvyyden korostaminen kasvattaa erityisesti Yläperän alueen arvoja. Kytkeytyvyyden huomiointi pirstoutuneessa maisemassa näkyy heikkona laskuna luontotyyppien esiintymistasoissa priorisaation parhaassa 10 %:n osuudessa (taulukko 28). Luontotyyppien erityisarvojen huomiointi puolestaan vähentää, kasvattaa että pitää esiintymistasojen määrän samana kuin ensimmäisessä perusanalyysissä.

Taulukko 28. Kallioisten Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot luontotyypeittäin, kun tarkastellaan parasta 10 % osuutta kallioisten luontotyyppien kattamasta pinta-alasta. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyvyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä sekä painoilla. avg = perusanalyysien keskiarvo. Perusanalyyseissä 2 ja 4 luontotyypit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 /1 pelkästään ja PA2/2 kytkeytyneinä ja PA4/1 painotettuina ja kytkeytymättöminä sekä PA4/2 painotettuina ja kytkeytyneinä.

Luontotyypit	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2	avg
Kalkkikalliot	0,974	0,997	0,975	0,987	0,999	0,988	0,987
Silikaattikalliot	0,173	0,424	0,167	0,170	0,422	0,164	0,253
Kallioiden pioneerikasvillisuus	0,949	0,995	0,949	0,949	0,995	0,949	0,964



Kuva 41. Esiintymiskäyrät ja kartta kallioisten luontotyyppien perusanalyysistä 1, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuus ja luonnontilaisuus

Kuva 42. Esiintymiskäyrät ja kartta kallioisten luontotyyppien perusanalyysistä 2, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden alueiden välinen kytkeytyvyys.

Kuva 43. Esiintymiskäyrät ja kartta kallioisten luontotyyppien perusanalyysistä 3, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi luontotyyppien erityisarvot.

Kuva 44. Esiintymiskäyrät ja kartta kallioisten luontotyyppien perusanalyysistä 4, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyys ja luontotyyppien erityisarvot.

Luontoarvojen priorisaatio luontotyyppien yleisyydellä normalisoituna



□ Suomen maarajat ja analyysin ulkopuolinen alue

8.7 Metsäluontotyypit

Metsäluontotyyppien pääluokan analyysissä (kuvat 45–48) oli mukana 11 Natura 2000 - luontotyyppiä. Niiden esiintymisalueiden yhteenlaskettu pinta-ala oli 11 962 km², mikä vastaa 33 %:a tutkimusalueesta (liite 1). Tästä 81 %:a oli luonnonmetsiä ja 17 %:a puustoisia soita. Kuutta luontotyyppiä oli alle 10 km². Metsät ovat sijoittuneet pirstaleisesti ja lähinnä pohjoisesta löytyy yhtenäisiä suurempia alueita.

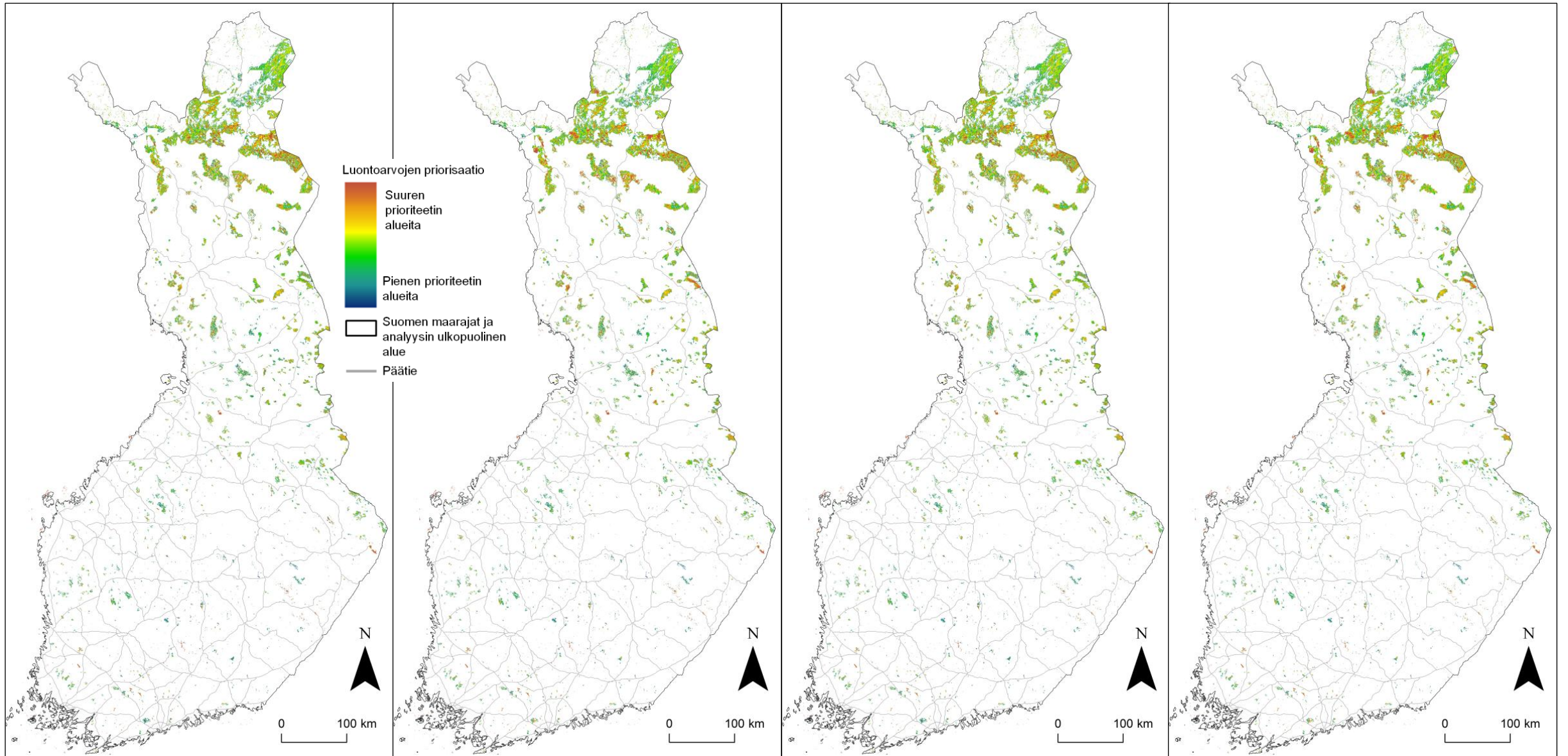
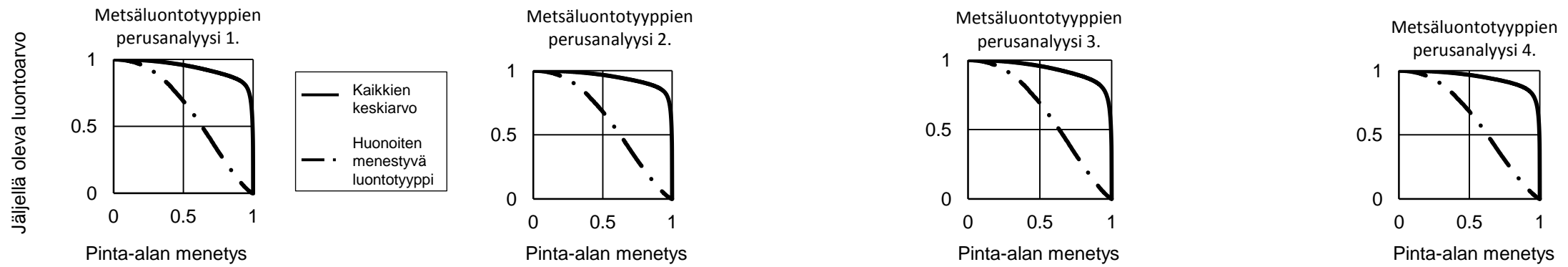
Metsäluontotyyppien arvottamisessa suuria priorisaatioarvoja saivat alueet, joilla esiintyy harvinaisia luontotyyppisiä ja/tai alueet jotka ovat yhtenäisiä ja hyvin kytkeytyneitä ja edustavia ja luonnontilaisia. Vaikka Suomessa metsää onkin paljon, niin Pohjoisimmassa Tunturi-Lapissa metsiä ei kasva ja Etelä-Suomessa suurien yhtenäisten suojelumetsäalueiden esiintymistä rajoittaa alueiden maankäyttö ja maankäytönhistoria. Näiden vuoksi vuoksi suuret yhtenäiset metsäalueet ovat harvinaisia, vaikka ekologian puolesta niitä voisi esiintyäkin. Kaikkiaan metsäluontotyyppisiä oli edustettuna 20:ssä merkittävässä luontoarvokeskittymässä (luku 3.2, liite 9). Metsäluontotyyppit ovat hyvin samankaltaisia monien suo- ja meriluontotyyppien kanssa, mikä näkyy näiden luontotyyppien esiintymisenä samoissa keskittymissä. Vain kaikkein pienin merkittävä luontoarvokeskittymä, Linnavuoren lehtojesuojelualue, oli yksistään metsäluontotyyppien muodostama. Pallas-Yllästunturin kansallispuiston muodostama keskittymä oli metsien monipuolisin ja merkittävin alue. Siellä sijaitsee viiden metsäluontotyyppin esiintymisalueista yli 1 %.

Tulokartoista on helppo havaita hyvin rajattuja yksittäisiä harvinaisten luontotyyppien esiintymiä Etelä-Suomessa ja suurempia ulkoreunoiltaan määrittelemättömpiä alueita Pohjois-Suomessa. Esiintymiskäyrien ja karttojen tarkemmat tulkintaohjeet on selostettu luvussa 3, Tulokset. Etelä-Suomen suuren prioriteetin alueita ovat esimerkiksi Vaasan saariston maankohoamisrannikko ja monet suojellut harjut, kuten Säköharju Säkölässä ja Köyliössä, Rokuavaara Vaalassa, Utajärvellä ja Muhoksella, Putkelanharju Ilomantsissa ja Pulkkilanharju Asikkalassa. Pohjoisessa suuret luontoarvot ovat keskittyneet varsinkin Urho Kaleva Kekkonen ja Lemmenjoen kansallispuistoon sekä Hammastunturin erämaa-alueelle. Kytkeytyvyyden ilmentäminen tiivistää suuren prioriteetin alueiden sijaintia, mikä nostaa esille uusia alueita suurilla prioriteeteilla kuten Urho Kaleva Kekkonen kansallispuiston pohjois-osan, Lemmenjoen kansallispuiston lounaiskulman, Pallas-Yllästunturin kansallispuiston luoteis-osan ja

Muotkatunturin erämaa-alueen lounaispuolella sijaitsevat metsäalueet. Kytkeytyvyys tuo esille myös yllättäviä uusia alueita kuten Inarissa sijaitseva Vuontisjärven ja Uutuanjoen tulvametsien esiintymän. Luontotyyppien painottaminen keskittää suuren prioriteetin alueita Hammastunturin erämaa-alueella ja Urho Kaleva kekkosen kansallispuistossa. Metsäluontotyyppien esiintymisalueiden koon suuri kahtia jakautuneisuus näkyy luontotyyppien esiintymiskäyrissä harvinaisten luontotyyppien esiintymistasojen koskemattomuutena (taulukko 29) ja varsinkin suurimman luontotyypin, luonnonmetsien, esiintymistason pienenemisenä, kun kytkeytyvyys alueiden välillä otetaan huomioon (taulukko 29, PA2/1 ja PA4/1) verrattuna analyyseihin, joissa alueiden kytkeytyvyyttä ei oteta huomioon. Luontotyyppien erityisarvojen huomiointi (taulukko 29 PA3 ja PA4) puolestaan sekä vähentää että kasvattaa esiintymistasojen määrää.

Taulukko 29. Metsäisten Natura 2000 -luontotyyppien esiintymistasot luontotyypeittäin, kun tarkastellaan parasta 10 % osuutta metsäluontotyyppien kattamasta pinta-alasta. PA1 = perusanalyysi ilman painoja ja kytkeytyvyyttä, PA2 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä, PA3 = perusanalyysi painoilla ja PA4 = perusanalyysi kytkeytyvyydellä sekä painoilla. avg = perusanalyysien keskiarvo. Perusanalyyseissä 2 ja 4 luontotyytit olivat mukana kahteen kertaan: PA2 /1 pelkästään ja PA2/2 kytkeytyneinä ja PA4/1 painotettuina ja kytkeytymättöminä sekä PA4/2 painotettuina ja kytkeytyneinä.

Luontotyytit	PA1	PA2/1	PA2/2	PA3	PA4/1	PA4/2	avg
Luonnonmetsät	0,096	0,307	0,090	0,101	0,314	0,096	0,167
Jalopuumetsät	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Maankohoamisrannikon primäärisukessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	0,995	0,997	0,992	0,981	0,992	0,983	0,990
Lehdot	0,925	0,975	0,927	0,842	0,937	0,840	0,908
Harjumetsät	0,968	0,988	0,969	0,935	0,975	0,937	0,962
Hakamaat ja kaskilaitumet	1,000	1,000	1,000	0,999	1,000	0,999	1,000
Metsäluhdat	0,997	1,000	0,997	0,997	1,000	0,997	0,998
raviini- ja rinnelehdot	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Vanhat tammimetsät	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Puustoiset suot	0,317	0,546	0,313	0,329	0,555	0,323	0,397
Tulvametsät	0,999	1,000	0,999	0,999	1,000	0,999	0,999



Kuva 45. Esiintymiskäyrät ja kartta metsäluontotyyppien perusanalyysistä 1, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuus ja luonnontilaisuus

Kuva 46. Esiintymiskäyrät ja kartta metsäluontotyyppien perusanalyysistä 2, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden alueiden välinen kytkeytyvyys.

Kuva 47. Esiintymiskäyrät ja kartta metsäluontotyyppien perusanalyysistä 3, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi luontotyyppien erityisarvot.

Kuva 48. Esiintymiskäyrät ja kartta metsäluontotyyppien perusanalyysistä 4, jossa on otettu huomioon luontotyyppien edustavuuden ja luonnontilaisuuden lisäksi alueiden välinen kytkeytyvyys ja luontotyyppien erityisarvot.

Liite 9. Merkittävimmät luontoarvokeskittymät

Taulukko 30. Pääanalyysin hoitomaisemien sisältö, eli luontotyyppit, joiden esiintymisalueesta yli 1 % sijaitsee hoitomaisemassa. Maisemat on luotu automaattisena maisemientunnistuksena Zonationin jälkianalyysinä. Ensimmäisellä rivillä on esitetty hoitomaisemasta käytettävä nimi, jos sellainen on luontevasti olemassa sekä hoitomaiseman sijanumero. Hoitomaisemat on asetettu tärkeysjärjestykseen kahden eri kriteerin perusteella. Roomalaiset numerot (esim. IV) määrittävät alueita, jotka sisältävät suhteessa suuren osan yhden tai monen luontotyypin esiintymisalueesta (LTS). Arabialaiset numerot (esim. 12.) määrittävät hoitomaisemia, joiden luontoarvo (MR) on korkea. Käytin luontoarvon indikaattorina hoitomaisemien grid solujen priorisaation keskilukua (mean –rank). Sijanumerot vastaavat kartan numerointia. Päästäkseen mukaan tälle listalle on hoitomaiseman pitänyt täyttää vähintään toinen seuraavista kriteereistä: LTS-arvon tulee olla yli 1 tai MR-arvon tulee olla yli 0.87. Jokaiselle luontotyypille on esitetty esiintymisosuus (%) ja vaihteluväli, jos esiintymisosuus on muodostettu monen piirrekerroksen keskiarvona. Muita hoitomaisemassa esiintyviä luontotyyppisiä ei mainita, niiden suhteellisen pienen (alle 1 %) esiintymislaajuuden vuoksi.

I / 1. Vattajanniemi ja Laumakari lähialueineen		Luontotyypin esiintymisosuus (%)	
km²	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	95.6	(92.6 - 98.6)
26.6	Liikkuvat rantakauradyynit	92.7	(87.3 - 98.2)
LTS	Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	86.8	(81.0 - 92.6)
11.466	Metsäiset dyynit	78.7	(70.9 - 86.5)
MR	Itämeren hiekkarannat	50.0	(32.1 - 68.0)
0.982	Variksenmarjadyynit	33.6	(30.5 - 36.7)
	Rannikon laguunit	29.8	(24.5 - 35.1)
	Vedenalaiset hiekkasärkät	28.8	(26.5 - 31.0)
	Laajat matalat lahdet	19.3	(17.2 - 21.4)
	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	17.2	(15.8 - 18.5)
	Hakamaat ja kaskilaitumet	7.6	(1.4 - 13.6)
	Maankohoamisrannikon primäärisukessiivousovaiheiden luonnontilaiset metsät	7.5	(1.1 - 15.8)
	Merenrantaniityt	4.6	(3.1 - 6.2)
	Kivikkorannat	2.4	(2.2 - 2.5)
II / 16. Käsivarsi			
km²	Karut tunturiniityt	94.1	(90.7 - 97.5)
1869.64	Kalkkikalliot	88.0	(78.4 - 97.6)
LTS	Tunturipajukot	78.7	(72.3 - 85.0)
11.072	Tuntureiden vyörysoiraikot ja –lohkareikot	64.4	(59.4 - 69.4)
MR	Variksenmarjadyynit	56.7	(55.4 - 58.0)
0.877	Tunturijoet ja purot	45.0	(35.3 - 54.6)
	Palsasuot	29.5	(28.3 - 30.7)
	Silikaattikalliot	26.3	(18.7 - 33.9)
	Tunturikankaat	20.6	(10.4 - 30.8)
	Tulvametsät	14.9	(14.9 - 15.0)
	Tunturikoivikot	11.8	(7.1 - 16.4)
	Vaihtumissuot ja rantasuot	6.6	(5.0 - 8.2)
	Lähteet ja lähdesuot	5.9	(3.9 - 7.9)
	Luonnontilaiset jokireiitit	3.8	(2.0 - 5.6)
	Karut kirkasvetiset järvet	3.0	(1.8 - 4.2)
	Lehdot	2.0	(1.8 - 2.3)
	Metsäluhdat	1.5	(1.3 - 1.7)

III / 11. Saaristomeri

km²	Harjusaaret	70.7 (69.7 - 71.8)
77.4	Ulkosaariston saaret ja luodot	39.7 (39.5 - 39.8)
LTS	Kasvipeitteiset merenrantakalliot	36.5 (36.1 - 36.9)
6.301	Itämeren hiekkarannat	30.4 (20.4 - 40.3)
MR	Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	27.7 (27.4 - 28.0)
0.888	Kivikkorannat	22.6 (17.4 - 27.8)
	Riutat	16.0 (14.5 - 17.4)
	Lehdes- ja vesaniityt	14.9 (5.0 - 24.9)
	Rannikon laguunit	14.7 (10.7 - 18.7)
	Kuivat nummet	11.2 (9.0 - 13.5)
	Rantavallit	9.0 (6.7 - 11.3)
	Hakamaat ja kaskilaitumet	7.3 (4.9 - 9.7)
	Variksenmarjadyynit	4.6 (1.6 - 7.6)
	Vanhat tammimetsät	2.7
	Merenrantaniityt	2.3 (1.8 - 2.8)
	Maankohoamisrannikon primäärisuknessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	1.6 (1.4 - 1.8)
	Jalopuumetsät	1.5
	Metsäiset dyynit	1.5
	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	1.1

IV / 3. Porin rannikkoalueet

km²	Laajat matalat lahdet	79.8 (78.3 - 81.3)
54.92	Jokisuistot	78.7 (74.4 - 82.9)
LTS	Alavat niitetyt niityt	71.4 (62.8 - 80.0)
6.129	Merenrantaniityt	18.2 (17.4 - 19.1)
MR	Ulkosaariston saaret ja luodot	17.6 (9.9 - 25.4)
0.949	Kivikkorannat	17.0 (14.2 - 19.8)
	Kosteat suurruohoniityt	11.2 (9.8 - 12.7)
	Maankohoamisrannikon primäärisuknessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	2.8 (2.4 - 3.2)
	Rannikon laguunit	2.6 (2.0 - 3.3)
	Vedenalaiset hiekkasärkät	2.3 (1.1 - 3.5)
	Harjusaaret	2.1 (1.4 - 2.7)
	Lehdot	1.4 (1.2 - 1.6)

V Hailuoto ja Santapankki

km²	Kuivat kanerva- ja variksenmarjadyynit	97.8 (95.9 - 99.7)
11.28	Vedenalaiset hiekkasärkät	52.7 (45.4 - 60.1)
LTS	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	11.8 (11.2 - 12.4)
3.894	Metsäiset dyynit	6.9 (3.4 - 10.3)
MR	Maankohoamisrannikon primäärisuknessiovaiheiden luonnontilaiset metsät	6.7 (5.7 - 7.6)
0.954	Itämeren hiekkarannat	3.5 (2.1 - 7.1)
	Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	3.1 (1.7 - 4.5)
	Variksenmarjadyynit	3.0 (2.2 - 3.9)
	Liikkuvat rantakauradyynit	2.6
	Kuivat nummet	2.4
	Merenrantaniityt	1.5
	Metsäluhdot	1.3

VI / 24. Oulangan kansallispuisto

km²	Kalkkilammet ja järvet	99.5 (99.1 - 99.9)
190.16	Tulvaniityt	15.4 (8.5 - 22.4)
LTS	Kalkkikalliot	8.4 (1.7 - 15.1)
3.246	Letot	7.9 (7.1 - 8.6)
MR	Humuspitoiset järvet ja lammet	6.1 (6.0 - 6.2)
0.851	Lehdot	4.9 (4.5 - 5.4)
	Huuresammallähteet	3.9 (3.1 - 4.7)
	Tulvametsät	3.8 (1.9 - 5.7)
	Luonnonmetsät	3.1
	Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	2.9 (1.8 - 4.0)
	Aapasuot	2.0
	Lähteet ja lähdesuot	1.7
	Puustoiset suot	1.7 (1.4 - 1.9)
	Pikkujoet ja purot	1.4 (1.3 - 1.5)
	Niukka-keskiravinteiset järvet	1.3

VII Vaasan saaristo: Norrskär lähialueineen

km²	Rantavallit	71.2 (59.9 - 82.5)
3.4	Kuivat nummet	23.4 (17.9 - 28.9)
LTS	Harjusaaret	19.0 (16.2 - 21.9)
2.66	Kasvipeitteiset merenrantakalliot	7.1
MR	Kivikkorannat	5.3 (2.2 - 8.3)
0.963	Ulkosaariston saaret ja luodot	4.0 (1.0 - 7.1)
	Rannikon laguunit	3.3 (3.2 - 3.3)
	Merenrantaniityt	1.8 (1.2 - 2.4)
	Itämeren hiekkarannat	1.2

VIII / 7. Pulmankijärvi, Utsjoki

km²	Pensaskanervikot	100.0 (100.0 - 100.0)
70.36	Tunturijoet ja purot	16.7
LTS	Tunturikoivikot	8.1
2.366	Tunturikankaat	5.5
MR		
0.921		

IX Ukonnokan hietikko lähialueineen

km²	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	71.1 (69.1 - 73.1)
3.76	Merenrantaniityt	28.8 (15.9 - 41.6)
LTS	Metsäiset dyynit	8.3 (8.3 - 8.4)
2.274	Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	5.1 (3.9 - 6.3)
MR		
0.943		

X / 25. Inarinjärvi

km²	Kallioiden pioneerikasvillisuus	43.1 (28.6 - 57.6)
641.4	Luonnontilaiset jokireitit	36.2 (26.5 - 46.0)
LTS	Karut kirkasvetiset järvet	31.3 (21.1 - 41.6)
2.265		
MR		
0.847		

XI / 2. Puurijärven ja Isonsuon kansallispuisto

km²	Luontaisesti ravinteiset järvet	84.9 (73.2 - 96.6)
28.68	Kosteat suurruohoniityt	9.7 (8.5 - 10.9)
LTS	Keidassuot	4.0 (2.5 - 5.5)
2.034	Tulvametsät	2.1 (1.4 - 2.8)
MR	Puustoiset suot	1.3
0.954		

XII Saarilammen suon, Mäkirinteen ja Tervaruukin luonnonsuojelualue

km²	Taarnaluhtaletot	100.0 (100.0 - 100.0)
0.941		
LTS		
2.01		
MR		
0.96		

XIII Tulliniemen ja Uddskatanin luonnonsuojelualue

km²	Kuivat niityt ja pensaikot kalkkipitoisilla alustoilla (tärkeät orkidea-alueet)	88.9 (84.2 - 93.7)
2.68	Kasvipeitteiset merenrantakalliot	4.5 (3.2 - 5.9)
LTS	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	3.7 (2.3 - 5.2)
1.999	Kiinteät ruohokasvillisuuden peittämät dyynit	1.8
MR		
0.915		

XIV Draksviksgård-Storholmenin luonnonsuojelualue lähialueineen

km²	Kapeat murtovesilahdet	95.1 (92.1 - 98.2)
0.96		
LTS		
1.914		
MR		
0.982		

XV / 23. Pallas-Yllästunturin kansallispuisto

km²	Harjumetsät	23.6 (15.1 - 32.1)
318	Tulvametsät	23.2 (14.3 - 32.2)
LTS	Lähteet ja lähdesuot	8.3 (6.9 - 9.6)
1.819	Luonnonmetsät	6.3 (1.9 - 10.7)
MR	Lehdot	5.1 (4.7 - 5.4)
0.857	Niukka-keskiravinteiset järvet	4.7 (2.9 - 6.4)
	Vaihettumissuot ja rantasuot	4.1 (2.0 - 6.1)
	Pikkujoet ja purot	2.8 (2.3 - 3.3)
	Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	2.5 (1.3 - 3.7)
	Humuspitoiset järvet ja lammet	1.6
	Metsäluhdat	1.6 (1.5 - 1.7)
	Puustoiset suot	1.5 (1.4 - 1.6)
	Tulvaniityt	1.5
	Luonnontilaiset jokireiitit	1.4 (1.2 - 1.6)
	Karut kirkasvetiset järvet	1.4

XVI / 4. Koivun suoalueet

km²	Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	82.3 (69.7 - 94.9)
24.24	Puustoiset suot	6.2
LTS		
1.722		
MR		
0.926		

XVII Itäisen Suomenlahden kansallispuisto

km²	Riutat	64.9 (57.6 - 72.3)
10.8	Kivikkorannat	3.5 (2.6 - 4.5)
LTS	Kasvipeitteiset merenrantakalliot	3.4 (3.2 - 3.6)
1.543	Ulkosaariston saaret ja luodot	3.3 (2.4 - 4.2)
MR	Itämeren hiekkarannat	2.6
0.876		

XVIII / 10. Patvinsuon kansallispuisto

km²	Niukka-keskiravinteiset järvet	63.8 (46.8 - 80.9)
66	Keidassuot	3.0 (2.8 - 3.3)
LTS		
1.381		
MR		
0.889		

XIX Linnavuoren lehtojensuojelualue

km²	Raviini- ja rinnelehdot	62.1 (51.1 - 73.1)
0.12	Jalopuumetsät	6.7 (2.3 - 11.0)
LTS		
1.375		
MR		
1		

XX Kurimonkosken niityt sekä Ison Tilsansuon ja Housusuon soidensuojelualue

km²	Vuoristojen niitetyt niityt	65.5 (60.0 - 71.1)
13.12	Keidassuot	1.3 (1.1 - 1.4)
LTS	Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	1.1
1.367	Kosteat suurruohoniityt	1.1
MR		
0.879		

XXI / 26. Urho Kaleva Kekkonen kansallispuisto

km²	Pikkujoet ja purot	26.8 (18.5 - 35.2)
851.24	Silikaattikalliot	11.7 (11.7 - 11.7)
LTS	Luonnonmetsät	6.6 (6.3 - 6.9)
1.302	Tuntureiden vyörysoaikot ja –lohkareikot	5.5 (3.2 - 7.7)
MR	Tulvametsät	5.2 (3.9 - 6.5)
0.84	Lehdot	2.6 (2.2 - 3.0)
	Tunturikoivikot	1.4
	Lähteet ja lähdesuot	1.2 (1.1 - 1.4)
	Puustoiset suot	1.0

XXII / 20. Paistunturi

km²	Tuntureiden vyörysoaikot ja –lohkareikot	17.5 (16.4 - 18.6)
492.92	Silikaattikalliot	10.1 (9.3 - 10.9)
LTS	Palsasuot	8.8 (8.4 - 9.2)
1.251	Tunturipajukot	7.7 (6.0 - 9.5)
MR	Tunturijoet ja purot	6.7 (4.9 - 8.5)
0.87	Tunturikankaat	3.9 (3.8 - 4.0)
	Kosteat suurruohoniityt	2.4 (1.1 - 3.7)
	Tunturikoivikot	1.8 (1.5 - 2.0)
	Vaihtumissuot ja rantasuot	1.6 (1.5 - 1.7)
	Lehdot	1.1

XXIII Topokarin ja Silakkakarin luonnonsuojelualueet

km²	Vanhat tammimetsät	43.0 (34.2 - 51.8)
2.76	Merenrantaniityt	6.1 (4.2 - 8.0)
LTS	Jalopuumetsät	4.5 (4.2 - 4.7)
1.11	Jokisuistot	2.2
MR		
0.969		

XXIV Lohjanjärven alue

km²	Alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot	49.1 (48.4 - 49.7)
3.88	Jalopuumetsät	2.2 (1.2 - 3.3)
LTS	Lehdot	2.3 (1.4 - 3.2)
1.076		
MR		
0.912		

XXV /27. Koitelaisenkaira

km²	Letot	16.4 (16.1 - 16.7)
362	Puustoiset suot	8.6 (6.0 - 11.3)
LTS	Aapasuot	8.1 (4.2 - 12.0)
1.024	Metsäluhdat	7.5 (7.0 - 8.1)
MR	Lähteet ja lähdesuot	4.8 (4.7 - 4.9)
0.825	Humuspitoiset järvet ja lammet	2.0 (1.5 - 2.6)
	Tulvametsät	1.9
	Luonnonmetsät	1.9
	Pikkujoet ja purot	1.2

XXVI / 5. Loukisen latvasuot

km²	Huurresammallähteet	22.2 (22.1 - 22.2)
57.68	Tulvametsät	8.7 (7.8 - 9.5)
LTS	Letot	7.6 (3.5 - 11.8)
1.008	Aapasuot	5.1
MR	Puustoiset suot	4.8
0.926	Metsäluhdat	3.6 (3.3 - 3.9)
	Tulvaniityt	1.6

6 Luiron, Lämsänaavan ja Sakkalanaavan soidensuojelualueet

km²	Metsäluhdat	14.1 (11.1 - 17.1)
90.4	Letot	13.1 (8.0 - 18.3)
LTS	Huurresammallähteet	10.2 (10.0 - 10.5)
0.972	Aapasuot	6.1
MR	Keidassuot	5.0 (2.4 - 7.6)
0.924	Puustoiset suot	3.6

8 Torronsuon kansallispuisto

km²	Keidassuot	3.2 (2.5 - 3.8)
30.2	Metsäluhdat	1.1
LTS	Runsaslajiset kuivat ja tuoreet niityt	1.1
0.113		
MR		
0.91		

9 Petkeljärven kansallispuisto ja Putkelanharju

km²	Harjumetsät	12.7 (11.4 - 14.1)
49.28	Humuspitoiset järvet ja lammet	2.7 (2.6 - 2.9)
LTS	Keidassuot	1.7 (1.6 - 1.7)
0.352		
MR		
0.9		

12 Kauhanevan-Pohjankankaan kansallispuisto

km²	Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	3.6 (1.8 - 5.3)
37.76	Keidassuot	3.2 (2.6 - 3.7)
LTS	Harjumetsät	1.5
0.181	Lähteet ja lähdesuot	1.2
MR		
0.886		

13 Levanevan luonnonsuojelualue

km²	Keidassuot	2.7 (2.1 - 3.4)
25.76		
LTS		
0.068		
MR		
0.881		

14 Näätävuoma

km²	Metsäluhdat	6.3 (6.0 - 6.7)
75	Letot	5.8 (5.7 - 5.9)
LTS	Aapasuot	3.2
0.356	Puustoiset suot	2.3 (1.4 - 3.1)
MR	Lähteet ja lähdesuot	1.3
0.879		

15 Siikavaara

km²	Huurresammallähteet	23.7 (15.1 - 32.3)
25.04	Lehdot	5.3 (3.5 - 7.1)
LTS	Tulvametsät	2.0 (1.5 - 2.5)
0.674	Letot	1.3
MR		
0.878		

17 Tollovuoman-Vasavuoman soidensuojelualue

km²	Letot	3.7 (3.6 - 3.8)
28.84	Aapasuot	1.2
LTS		
0.108		
MR		
0.873		

18 Karvian eteläpuolen soidensuojelut

km²	Keidassuot	2.7 (2.6 - 2.9)
32.36	Muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot	1.6
LTS		
0.096		
MR		
0.873		

19 Haapakeitaan soidensuojelualue

km²	Keidassuot	4.9 (4.4 - 5.5)
51.04		
LTS		
0.107		
MR		
0.872		

9. Lähdeluettelo

BMY – Asetus biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen voimaansaattamisesta 1994/78:

- 1§ Asetuksen voimaansaattaminen
- 2§ Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus

EML – Erämaalaki 1991/62:

- 1§ Lain tarkoitus
- 2§ Soveltamisala

LSL – Luonnonsuojelulaki 1996 /1096:

- 1§ Lain tavoite
- 3§ Euroopan yhteisön direktiivit
- 4§ Kansainväliset sopimukset
- 5§ Suotuisa suojelutaso
 - 5a§ Luontovahinko
- 7§ Luonnonsuojeluohjelma
- 10§ Luonnonsuojelualueet ja niiden perustamisedellytykset
- 64§ Natura 2000 -verkosto
- 65§ Hankkeiden ja suunnitelmien arviointi
- 66§ Luvan myöntäminen sekä suunnitelman hyväksyminen ja vahvistaminen
- 68§ Natura 2000 -verkoston toteuttaminen
- 69§ Suojelun lakkauttaminen ja verkoston heikentymisen korvaaminen

LPY – Laki Pallas-Yllästunturin kansallispuistosta 30.12.2004/1430:

- 4a§ Rakentaminen Pallasunturin matkailukeskuksen alueella (4.10.2010/489)

MH - Laki Metsähallituksesta 2004/1378

- 6§ Julkiset hallintotehtävät

Euroopan yhteisön direktiivit:

- Lintudirektiivi 79/409/ETY – Neuvoston direktiivi 79/409/ETY: Luonnonvaraisten lintujen suojelusta annettu neuvoston direktiivi
- Luontodirektiivi 92/43/ETY – Neuvoston direktiivi 92/43/ETY: Luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasvien suojelusta annettu neuvoston direktiivi

- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001: *Natura 2000 -luontotyyppiopas, 2. painos*. - - - Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Alagador, D., Trivino, M., Cerdeira, J. O., Bras, R., Cabeza, M. & Araujo, M. B. 2012: Linking like with like: optimising connectivity between environmentally-similar habitats. - - - *Landscape Ecology* 27: 291-301.
- Araujo, M., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P. 2004: Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. - - - *Global Change Biology* 10: 1618-1626.
- Arponen, A., Heikkinen, R. K., Thomas, C. D. & Moilanen, A. 2005: The value of biodiversity in reserve selection: Representation, species weighting, and benefit functions. - - - *Conservation Biology* 19: 2009-2014.
- Arponen, A. 2012: Prioritizing species for conservation planning. - - - *Biodiversity and Conservation* 21: 875-893.
- Arponen, A., Lehtomäki, J., Leppänen, J., Tomppo, E. & Moilanen, A. 2012: Effects of Connectivity and Spatial Resolution of Analyses on Conservation Prioritization across Large Extents. - - - *Conservation Biology* 26: 294-304.
- Branquart, E., Verheyen, K. & Latham, J. 2008: Selection criteria of protected forest areas in Europe: The theory and the real world. - - - *Biological Conservation* 141: 2795-2806.
- Brooks, T. M. 2006: Global biodiversity conservation priorities. - - - *Science* 313: 58.
- Brooks, T., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G., Rylands, A., Konstant, W., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. & Hilton-Taylor, C. 2002: Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. - - - *Conservation Biology* 16: 909-923.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. 2003: Site-selection algorithms and habitat loss. - - - *Conservation Biology* 17: 1402-1413.
- Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C. & Daily, G. C. 2006: Conservation planning for ecosystem services. - - - *Plos Biology* 4: 2138-2152.
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. & Diaz, S. 2000: Consequences of changing biodiversity. - - - *Nature* 405: 234-242.
- Clark, J. S., Fastie, C., Hurtt, G., Jackson, S. T., Johnson, C., King, G. A., Lewis, M., Lynch, J., Pacala, S., Prentice, C., Schupp, E. W., Webb, T. & Wyckoff, P. 1998: Reid's paradox of rapid plant migration - Dispersal theory and interpretation of paleoecological records. - - - *Bioscience* 48: 13-24.
- CSC -Tieteen tietotekniikan keskus. : PaITuli-paikkatietopalvelu - CSC
<http://www.csc.fi/tutkimus/alat/geotieteeet/paikkatieto/paituli>. - - - 2011. Viitattu 12.3.2012.
- Drechsler, M., Eppink, F. V. & Waetzold, F. 2011: Does proactive biodiversity conservation save costs?. - - - *Biodiversity and Conservation* 20: 1045-1055.
- ESRI. : GIS Software That Gives You The Geographic Advantage. - - - . <http://www.esri.com/>. Viitattu 12.3.2012.
- Fahrig, L. 2001: How much habitat is enough?. - - - *Biological Conservation* 100: 65-74.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1994: Conservation of Fragmented Populations. - - - *Conservation Biology* 8: 50-59.
- Ferrier, S. & Wintle, B., A. 2009: Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. - - -. In: Moilanen, A., Wilson, K. A. and Possingham, H. P. (toim.), *Spatial conservation prioritization, quantitative methods & computational tools*. 1 ed.: 1-15. Oxford University Press Oxford University Press Inc., New York.
- Finnish Government. 2008: Government Resolution of the Forest Biodiversity Programme for Southern Finland 2008-2016 (METSU). - - - *Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki*.
- GDAL. : ogr2ogr converts simple features data between file formats. - - - . <http://www.gdal.org/ogr2ogr.html>. Viitattu 3.6.2010.
- Gustafsson, E., Heikkinen, P., Korpelainen, H., Lundén, T., Raunio, A., Salminen, P. & Vauramo, A. 2002: Natura 2000 -alueiden hoito ja käyttö, Työryhmän mietintö. - - - *Suomen ympäristö* 597: 1-88.

- Hanski, I. 2005: *The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss*. - - - International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Hanski, I. 1998: Metapopulation dynamics. - - - *Nature* 396: 41-49.
- Hanski, I. 1999: Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. - - - *Oikos* 87: 209-219.
- Heinonen, M. (toim.) 2007: Puustojen tila Suomessa - Suomen suojelualueet ja niiden hoito 2000 - 2005. - - - *Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja A* 160: 1-315.
- Hildén, M., Kallio, T., Norokorpi, Y., Sulkava, P., Tyrväinen, L., Tuulentie, S., Sievänen, T. & Helle, T. 2009: Pallas-Yllästunturin kansallispuistoa koskevan lakimuutoksen ympäristöarviointi. - - - : 1-59.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Boehm, M., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Carpenter, K. E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N. A., Darwall, W. R. T., Dulvy, N. K., Harrison, L. R., Katariya, V., Pollock, C. M., Quader, S., Richman, N. I., Rodrigues, A. S. L., Tognelli, M. F., Vie, J., Aguiar, J. M., Allen, D. J., Allen, G. R., Amori, G., Ananjeva, N. B., Andreone, F., Andrew, P., Aquino Ortiz, A. L., Baillie, J. E. M., Baldi, R., Bell, B. D., Biju, S. D., Bird, J. P., Black-Decima, P., Blanc, J. J., Bolanos, F., Bolivar-G, W., Burfield, I. J., Burton, J. A., Capper, D. R., Castro, F., Catullo, G., Cavanagh, R. D., Channing, A., Chao, N. L., Chenery, A. M., Chiozza, F., Clausnitzer, V., Collar, N. J., Collett, L. C., Collette, B. B., Fernandez, C. F. C., Craig, M. T., Crosby, M. J., Cumberlidge, N., Cuttelod, A., Derocher, A. E., Diesmos, A. C., Donaldson, J. S., Duckworth, J. W., Dutton, G., Dutta, S. K., Emslie, R. H., Farjon, A., Fowler, S., Freyhof, J., Garshelis, D. L., Gerlach, J., Gower, D. J., Grant, T. D., Hammerson, G. A., Harris, R. B., Heaney, L. R., Hedges, S. B., Hero, J., Hughes, B., Hussain, S. A., Icochea M, J., Inger, R. F., Ishii, N., Iskandar, D. T., Jenkins, R. K. B., Kaneko, Y., Kottelat, M., Kovacs, K. M., Kuzmin, S. L., La Marca, E., Lamoreux, J. F., Lau, M. W. N., Lavilla, E. O., Leus, K., Lewison, R. L., Lichtenstein, G., Livingstone, S. R., Lukoschek, V., Mallon, D. P., McGowan, P. J. K., McIvor, A., Moehلمان, P. D., Molur, S., Munoz Alonso, A., Musick, J. A., Nowell, K., Nussbaum, R. A., Olech, W., Orlov, N. L., Papenfuss, T. J., Parra-Olea, G., Perrin, W. F., Polidoro, B. A., Pourkazemi, M., Racey, P. A., Ragle, J. S., Ram, M., Rathbun, G., Reynolds, R. P., Rhodin, A. G. J., Richards, S. J., Rodriguez, L. O., Ron, S. R., Rondinini, C., Rylands, A. B., de Mitcheson, Y. S., Sanciangco, J. C., Sanders, K. L., Santos-Barrera, G., Schipper, J., Self-Sullivan, C., Shi, Y., Shoemaker, A., Short, F. T., Sillero-Zubiri, C., Silvano, D. L., Smith, K. G., Smith, A. T., Snoeks, J., Stattersfield, A. J., Symes, A. J., Taber, A. B., Talukdar, B. K., Temple, H. J., Timmins, R., Tobias, J. A., Tsytulina, K., Tweddle, D., Ubeda, C., Valenti, S. V., van Dijk, P. P., Veiga, L. M., Veloso, A., Wege, D. C., Wilkinson, M., Williamson, E. A., Xie, F., Young, B. E., Akcakaya, H. R., Bennun, L., Blackburn, T. M., Boitani, L., Dublin, H. T., da Fonseca, G. A. B., Gascon, C., Lacher, T. E., Jr., Mace, G. M., Mainka, S. A., McNeely, J. A., Mittermeier, R. A., Reid, G. M., Paul Rodriguez, J., Rosenberg, A. A., Samways, M. J., Smart, J., Stein, B. A. & Stuart, S. N. 2010: The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. - - - *Science* 330: 1503-1509.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J. & Wardle, D. A. 2005: Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. - - - *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Konvicka, M., Maradova, M., Benes, J., Fric, Z. & Kepka, P. 2003: Uphill shifts in distribution of butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. - - - *Global Ecology and Biogeography*.
- Lalli, K. & Iljina, M. 2006: European Network of Mining Regions - Regional Study of Finland. - - - *Geologian tutkimuskeskuksen julkaisuja M* 10.4/20062: 1-58.
- Leathwick, J., Moilanen, A., Francis, M., Elith, J., Taylor, P., Julian, K., Hastie, T. & Duffy, C. 2008: Novel methods for the design and evaluation of marine protected areas in offshore waters. - - - *Conservation Letters* 1: 91-102.
- 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.

- Leidner, A. K. & Haddad, N. M. 2011: Combining Measures of Dispersal to Identify Conservation Strategies in Fragmented Landscapes. - - - *Conservation Biology* 25: 1022-1031.
- Lilja-Rothsten, S. 2011: Valtioneuvoston suojelupäätöksissä ja niiden yhtyedessä kirjattujen valtion velvoitteiden täyttäminen - Selvityshanke. - - - *Ympäristöministeriö*: 1-92.
- Liukko, U.-M. & Raunio, A. 2008: Luontotyyppien ja -lajien seuranta luonto- ja lintudirektiivissä. - - - *Suomen ympäristö* 14: 430.
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B. & Ackerly, D. D. 2009: The velocity of climate change. - - - *Nature* 462: 1052-U111.
- Lyytimäki, J. & Hakala, H. 2008: *Ympäristön tila ja suojele Suomessa*. - - - Suomen ympäristökeskus, Gaudeamus Kustannus.
- Maanmittauslaitos. : Kansalaisen karttapaikka <http://kansalaisen.karttapaikka.fi/kartanhaku/osoitehaku.html?lang=:>. - - - 2011. Viitattu 12.3.2012.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000: Systematic conservation planning. - - - *Nature* 405: 243-253.
- Margules, C., Pressey, R. & Williams, P. 2002: Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. - - - *Journal of Biosciences* 27: 309-326.
- Mascia, M. B. & Pailler, S. 2011: Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. - - - *Conservation Letters* 4: 9-20.
- McShane, T. O., Hirsch, P. D., Tran Chi Trung, Songorwa, A. N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Hoang Van Thang, Dammert, J. L., Pulgar-Vidal, M., Welch-Devine, M., Brosius, J. P., Coppolillo, P. & O'Connor, S. 2011: Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. - - - *Biological Conservation* 144: 966-972.
- Metsähallitus. : Retkikartta.fi <http://www.retkikartta.fi/retkikartta.php>. - - - 2011. Viitattu 12.3.2012.
- Metsähallitus. 2010a: Suojelualueiden hoidon ja käytön periaatteet. - - - *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B* 127: 1-93.
- Metsähallitus. 2010b: Luontotyyppi-inventointi -tietokanta 2010.
- Metsähallitus. 2011: Metsähallituksen julkisten hallintotehtävien tilinpäätös ja toimintakertomus 2010. - - - *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B* 149: 1-62.
- Metsähallitus. 2012: Metsähallituksen metsätalous. <http://www.metsa.fi/sivustot/metsa/fi/Metsatalous/Sivut/default.aspx>; - - - 2012. Viitattu 14.6.2012.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005: *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. - - - World Resources Institute, Washington, DC.
- Moilanen, A., Kujala, H. & Leathwick, J. 2009: The Zonation framework and software for conservation prioritization. - - -. In: Moilanen, A., Wilson, K. A. and Possingham, H. (toim.), *Spatial conservation prioritization*. 1 ed.: 196-210. Oxford University Press United Kingdom.
- Moilanen, A., Meller, L., Leppänen, J., Arponen, A. & Kujala, H. 2011: *Spatial conservation planning framework and software Zonation, Version 3.0, User manual*. - - - Biodiversity Conservation Informatics Group, Department of Biosciences, University of Helsinki, Helsinki.
- Moilanen, A., Franco, A., Early, R. I., Fox, R., Wintle, B. & Thomas, C. D. 2005: Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. - - - *Proceedings of the Royal Society B* 272: 1885.
- Moilanen, A., Wilson, K. A. & Possingham, H. P. 2009: *Spatial Conservation Prioritization, Quantitative Methods & Computational Tools*. - - - Oxford University Press, United States.
- Moilanen, A. & Arponen, A. 2011: Setting conservation targets under budgetary constraints. - - - *Biological Conservation* 144: 650-653.

- Moilanen, A., Anderson, B. J., Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Roy, D. B., Gillings, S., Armsworth, P. R., Gaston, K. J. & Thomas, C. D. 2011: Balancing alternative land uses in conservation prioritization. - - - *Ecological Applications* 21: 1419-1426.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000: Biodiversity hotspots for conservation priorities. - - - *Nature* 403: 853-858.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P. J., Polasky, S., Ricketts, T. H. & Rouget, M. 2006: Integrating economic costs into conservation planning. - - - *Trends in Ecology & Evolution* 21: 681-687.
- Oertli, B., Auderset Joye, D., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J. B. 2002: Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. - - - *Biological Conservation* 104: 59-70.
- Parmesan, C. & Yohe, G. 2003: A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. - - - *Nature* 421: 37-42.
- Parmesan, C. 2006: Ecological and evolutionary responses to recent climate change. - - - *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 37: 637-669.
- Pearson, R. G. 2006: Climate change and the migration capacity of species. - - - *Trends in Ecology & Evolution* 21: 111-113.
- Pressey, R. L., Cabeza, M., Watts, M. E., Cowling, R. M. & Wilson, K. A. 2007: Conservation planning in a changing world. - - - *Trends in Ecology & Evolution* 22: 583-592.
- Pöyry Finland Oy. 2010: Kilpisjärven maisemaselvitys 29.11.2010, Enontekiön kunta, Kilpisjärvi 2020 -hanke. 1-59.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (.). 2010: *Suomen lajien uhanalaisuus - Punainen kirja 2010*. - - - Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rassi, P. (pj.), Ahti, E., Eerola, L., Kouki, J., Kurikka, T., Kuuluvainen, T., Kuusinen, M., Lindholm, T., Merisaari, H., Virolainen, E., Aapala, K. (siht.) & Suokki, A. (siht.). 2003: Ennallistaminen suojelualueilla, ennallistamistyöryhmän mietintö. - - - *Suomen ympäristö* 618: 1-220.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008: Suomen luontotyyppien uhanalaisuus - Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet. - - - *Suomen ympäristö* 8: 1-264.
- Rodrigues, A., Andelman, S., Bakarr, M., Boitani, L., Brooks, T., Cowling, R., Fishpool, L., da Fonseca, G., Gaston, K., Hoffmann, M., Long, J., Marquet, P., Pilgrim, J., Pressey, R., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S., Underhill, L., Waller, R., Watts, M. & Yan, X. 2004: Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. - - - *Nature* 428: 640-643.
- Rosenzweig, M. L. 1995: *Species diversity in space and time*. - - - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Rosqvist, P. & Grahn, T. (toim.) 2012: Metsähallituksen luontopalvelut. Upeimman luontomme hoitaja. Vuosikertomus 2011. - - - *Metsähallitus Luontopalvelut*: 1-18.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998: Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. - - - *Nature* 392: 491-494.
- Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D. P., Margules, C. R., Fuller, T., Stoms, D. M., Moffett, A., Wilson, K. A., Williams, K. J., Williams, P. H. & Andelman, S. 2006: Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future RID C-8058-2009 RID B-9941-2008. - - - *Annual Review of Environment and Resources* 31: 123-159.
- Simberloff, D. 1998: Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era?. - - - *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Sinnemäki, A. 2011: Maan kaivaminen Naturen alta. - - - *Vihreä Blogi, Anni Sinnemäki* 2011. Viitattu 3.11.2011
- Storch, I. & Segelbacher, G. 2000: Genetic correlates of spatial population structure in central European capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T-tetrix*: a project in progress. - - - *Wildlife Biology* 6: 305-310.

- Suomen Tietotoimisto. 2011: Kaivosyhtiö aikoo olla tarkkana Sodankylän Natura-suolla. - - - *Helsingin Sanomat* 2012. <http://www.hs.fi/kotimaa/Kaivosyhti%C3%B6+aikoo+olla+tarkkana+Sodankyl%C3%A4n+Natura-suolla/a1305549260114> Viitattu 20.6.2012.
- Suter, W. 2002: Capercaillie (Tetrao urogallus) and Avian Biodiversity: Testing the Umbrella-Species Concept. - - - *Conservation Biology* 16: 778.
- SYKE. 2009: Suomen ympäristökeskuksen paikkatietoaineistoja 2009. - - - .
- Tokola, T., Soimasuo, J., Turkia, A., Talkkari, A., Store, R. & Uuttera, J. 2000: Metsät paikkatietojärjestelmissä. - - - *Silva Carelica* 33: 1-111.
- Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J. & Williams, P. H. 1991: What to protect? - Systematics and the agony of choice. - - - *Biological Conservation* 55: 235-254.
- Warren, M. S., Hill, J. K., Asher, T. J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P. & Jeffcoate, G. 2001: Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. - - - *Nature* 414: 65-69.
- Vesterbacka, R. (toim.) 2010: Ympäristö- ja laatu järjestelmä Sutigis -maastotyöohje: Luontopalvelujen luontotyyppi-inventoinnin maastotyöohje. 1: 146.
- Wintle, B. A., Bekessy, S. A., Keith, D. A., van Wilgen, B. W., Cabeza, M., Schroeder, B., Carvalho, S. B., Falcucci, A., Maiorano, L., Regan, T. J., Rondinini, C., Boitani, L. & Possingham, H. P. 2011: Ecological-economic optimization of biodiversity conservation under climate change . - - - *Nature Climate Change* 1: 355-359.
- Yhdistyneet kansakunnat. 2011: Aichi Biodiversity Targets. - - - *Convention of Biological Diversity* 2011.
- Ympäristöministeriö. 2007: Luontodirektiivin luontotyypit: tiedot, jotka Suomi raportoi Euroopan unionin komissiolle kaudelta 2001 - 2006.pdf (liitetiedosto). <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=96394&lan=FI>.
- Ympäristöministeriö. 2010: Keskeiset kansainväliset ympäristösopimukset sekä niiden tavoitteet ja totutuminen (pdf). Päivitetty 19.8.2010: 1-5.
- Ympäristöministeriö. 2011: Perustetut luonnonsuojelualueet ja erämaa-alueet sekä niiden kokonaispinta-ala 1.1.2011. - - - . <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=1748&lan=fi>.