

Pro gradu -tutkielma

**Maakuntakaavoituksen kehittäminen arvokkaiden
luontoalueiden ja metsien hiilivarastojen
turvaamiseksi Keski-Suomessa**

Maria Lehtikunnas



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

30.11.2020

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ympäristötiede ja -teknologia

Maria Lehtikunnas: Maakuntakaavoituksen kehittäminen arvokkaiden luonto-
alueiden ja metsien hiilivarastojen turvaamiseksi Keski-
Suomessa

Pro gradu -tutkielma: 235 s., 8 liitettä (41 s.)

Työn ohjaajat: FT Anssi Lensu, prof. Markku Kuitunen, FT Olli Ristaniemi

Tarkastajat: FT Anssi Lensu, FT Elisa Vallius

Marraskuu 2020

Hakusanat: ekosysteemipalvelu, keskittymä, kivennäismaa, lajihavainto, luonto-
arvo, maankäyttö, metsätalous, tiheys, ydinestimointi

Metsäbiotalouden kasvu on keskeinen tavoite Keski-Suomessa, ja metsien hakkuiden lisääntyessä toimenpiteet luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen estämiseksi ja ilmastonmuutoksen hillitsemiseksi ovat entistä tärkeämpiä. Tässä tutkielmassa kehitettiin maakuntakaavoituksen tueksi menetelmiä, joiden avulla voitaisiin parantaa monimuotoisuuden kannalta tärkeiden alueiden ja ilmaston-säätelyssä tärkeiden metsien hiilivarastojen huomioimista alueidenkäytössä. Ensimmäiseksi tutkittiin mahdollisuutta esittää maakuntakaavan yleispiirteiseen luonteeseen sopivia luonnonsuojelun painopistealueita tiheyden arviointiin käytettävän ydinestimointimenetelmän avulla. Keski-Suomen arvokkaita luonto-kohteita sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintoja sisältävistä paikkatieto-aineistoista muodostettiin ydinestimoinnilla tiheyskarttoja. Suuri määrä kohteita voitiin näin esittää helposti ymmärrettävällä tavalla. Tiheyskartoissa havaittavien keskittymien sijainti vastasi suurelta osin aikaisempaa tietoa luontoarvoiltaan tärkeiden alueiden sijainnista, ja ydinestimoinnilla saatu määrällinen tieto mahdollistaa lisäksi keskittymäalueiden objektiivisen rajaamisen ja arvottamisen. On kuitenkin tärkeää huomata, että aineistojen kattavuus, valittu yleispiirteisyyden taso ja kohteille annetut painoarvot vaikuttivat tuloksiin. Luontokohteita painotettiin pääasiassa pinta-alalla, mutta jos halutaan vertailla pinta-alan kattavuuden sijaan ekologista arvoa, painoarvoissa tulisi huomioida kohteiden laatu. Maakuntakaavassa ydinestimoinnin avulla muodostetut luonnonsuojelun painopistealueet voisivat ohjausvaikutuksellaan edistää ekologisten verkostojen huomioimista yksityiskohtaisemmassa maankäytön suunnittelussa. Lisäksi tässä tutkielmassa muodostettiin kivennäismaan metsien puustoon ja maaperään varastoituneen hiilen määrän alueellista jakautumista kuvaavia karttoja. Hiilen määrä arvioitiin biomassan, kasvillisuustyyppien, lämpötilaolojen ja maaperätietojen perusteella. Hiilen ja puuston määrää vertailemalla voitiin löytää eroja hiilivarastojen ja metsätalouden kannalta arvokkaissa alueissa. Tutkielmassa käytettyjä menetelmiä voidaan käyttää apuna maakuntakaavoituksessa, kun sovitetaan yhteen biotalouden kehittämiseen, luonnonsuojelun parantamiseen ja hiilivarastojen turvaamiseen liittyviä alueidenkäyttötarpeita.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Environmental Science and Technology

Maria Lehtikunnas: Developing regional land use zoning to safeguard valuable natural areas and forest carbon stocks in Central Finland
Master thesis: 235 p., 8 appendices (41 p.)
Supervisors: Ph.D. Anssi Lensu, Prof. Markku Kuitunen, Ph.D. Olli Ristaniemi
Inspectors: Ph.D. Anssi Lensu, Ph.D. Elisa Vallius
November 2020

Key words: conservation value, ecosystem service, forestry, hotspot, kernel density estimation, land use, mineral soil, species observation

Developing sustainable bioeconomy is one of the main objectives in the regional strategy of Central Finland. Since the rate of forest harvesting has increased it has become yet more crucial to take actions to stop the loss of biodiversity and to mitigate climate change. The aim of this study was to develop tools for mapping conservation hotspots and carbon stocks to help secure the essential areas for biodiversity and climate regulation in regional land use zoning. Firstly, kernel density estimation was explored as a method for identifying general conservation hotspots suitable for the regional land use plan. Kernel density maps were created from spatial datasets of valuable natural sites and from observation data on threatened and rare species in Central Finland. The maps illustrated the spatial distribution of a large number of sites and observations in a manner that is easy to understand. High densities were found mostly in the same areas that are previously known to have outstanding conservation values, and the quantitative approach makes it possible to objectively delineate and prioritise hotspots. However, it is important to note that the data coverage, weights and smoothing level had a strong impact on the estimation results. The valuable natural sites were weighted by their area, but if the interest is in the ecological value instead of the areal coverage, the weight parameter should be adjusted to express the quality of the site. Incorporating strategic conservation hotspots in the regional land use plan would guide authorities and local land use planners to pay special attention to the ecological networks in these areas. The second aim of this study was to estimate the spatial distribution of carbon stocks in the forests on mineral soil in Central Finland. The amount of carbon stored in the trees and soil was estimated based on data on the biomass, forest type, soil and effective temperature sum. A comparison between the distribution of carbon and the volume of trees suggests that there is room for land use allocation between forestry and securing carbon stocks. The methods explored in this study can be applied in regional land use planning for facilitating the process of finding compromises between the future land use needs for bioeconomy, nature conservation and securing carbon stocks.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	1
2 TUTKIELMAN TAUSTA.....	5
2.1 Ekosysteemipalvelut	5
2.1.1 Määritelmä ja luokittelu	5
2.1.2 Luonnon monimuotoisuus ja ekosysteemipalvelut	7
2.1.3 Hiilen rooli ilmaston säätelyssä	8
2.2 Metsien ja soiden maankäyttö	11
2.2.1 Nykytilanne ja tulevaisuus.....	11
2.2.2 Luontovaikutukset	14
2.2.3 Vaikutukset hiilivarastoihin ja -nieluihin	16
2.3 Arvokkaiden luontoalueiden ja ekosysteemipalveluiden turvaaminen...	18
2.3.1 Arvokkaiden metsä- ja suokohteiden suojelu Suomessa.....	18
2.3.2 Ilmastonmuutoksen hillitsemisen ja luonnonsuojelun tavoitteet ja velvoitteet	21
2.3.3 Luonnonsuojelun parantaminen ekosysteemipalvelut huomioiden	22
2.4 Maakuntakaavoitus ja sen rooli luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden turvaamisessa	24
2.4.1 Luontoarvot ja ekosysteemipalvelut maakunnan alueellisessa suunnittelussa	24
2.4.2 Maakuntakaavan sisältövaatimukset	26
2.4.3 Maakuntakaavan esitystapa.....	28
2.4.4 Maakuntakaavan tulkinta ja ohjausvaikutukset	30
2.4.5 Luonnonsuojelu ja ekosysteemipalvelut Keski-Suomen maakuntakaavassa.....	31
2.4.6 Maakuntakaavan kehittämistarve Keski-Suomessa.....	35
2.5 Arvokkaiden luontoalueiden tunnistaminen tiheyden arvioinnin avulla	37
2.5.1 Menetelmät tiheyden arvioimiseen	37
2.5.2 Ydinestimoinnin kehitys ja soveltaminen tutkimuksissa	40
2.6 Ekosysteemipalveluiden kartoittaminen.....	41

2.6.1 Ekosysteemipalveluiden tarkastelun näkökulmat	41
2.6.2 Kartoittamisessa käytettävät mittarit ja aineistot	43
2.6.3 Metsien hiilivarastojen arvioinnissa huomioitavat asiat	45
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	48
3.1 Tutkimusalue	48
3.2 Aineistot tiheyden arviointia varten	53
3.2.1 Valtion ympäristöhallinnon aineistot arvokkaista luontokohteista ..	53
3.2.2 Metsätieto yksityismaiden arvokkaista metsikkökuvioista	57
3.2.3 Lajihavaintoaineisto	58
3.3 Tiheyden arviointi	59
3.3.1 Ydinestimointi	59
3.3.2 Naiivi estimaattori	65
3.4 Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen tiheyden arvioinnin vaiheet	67
3.4.1 Painoarvojen muodostaminen	67
3.4.2 Aineistojen esikäsittely	69
3.4.3 Tarkasteltavien lajiryhmien valinta	72
3.4.4 Tiheyskarttojen muodostaminen	74
3.5 Hiilen määrän arviointi ja ekosysteemipalvelukarttojen muodostaminen	78
3.5.1 Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin tulokset ja maaperäaineisto	78
3.5.2 Menetelmä hiilen määrän laskemiseksi	79
3.5.3 Tehoisa lämpötilasumma	81
3.5.4 Ekosysteemipalvelukarttojen muodostaminen	83
4 TULOKSET	87
4.1 Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen keskittymät	87
4.1.1 Tiheyden arviointitavan ja tasoitusparametrin vaikutukset tuloksiin	87
4.1.2 Painoarvojen vaikutukset tuloksiin	91
4.1.3 Aineistojen ominaisuuksien ja esitystavan vaikutukset	94
4.1.4 Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen alueellinen jakautuminen	97

4.2 Metsien hiilivarastot ja puuston tilavuus kivennäismailla	104
5 TULOSTEN TARKASTELU	108
5.1 Johdanto tulosten tarkasteluun	108
5.2 Parametrien, esikäsittelyn ja esitystavan merkitys ydinestimoinnissa...	109
5.2.1 Tasoitusparametri ja yleispiirteisyys	109
5.2.2 Painoarvojen merkitys	112
5.2.3 Aineistojen esikäsittelyn ja tulosten esitystavan vaikutus	115
5.2.4 Estimointivirhe	118
5.3 Luontokohde- ja lajihavaintoaineistojen tarkastelu ydinestimoinnilla...	121
5.3.1 Aineistokohtaisten ominaisuuksien huomioiminen tulosten tulkinassa.....	121
5.3.2 Luontokohdeaineistojen luotettavuus.....	124
5.3.3 Lajihavaintotietojen luotettavuus	125
5.3.4 Tarkasteltujen lajiryhmien edustavuus ja tulosten yleistettävyyys ...	127
5.3.5 Lajihavaintoaineiston alueellinen kattavuus	130
5.3.6 Yksittäisten lajien vaikutus tuloksiin.....	131
5.3.7 Aineiston täydentäminen	134
5.3.8 Kansalaistiedehankkeiden aineistojen soveltuvuus ydinestimointiin.....	138
5.3.9 Ydinestimoinnin hyödyntäminen lajien suojelussa	140
5.4 Ydinestimointitulosten vertailu aikaisempaan tietoon arvokkaista alueista	143
5.4.1 Ekologiset vyöhykkeet.....	143
5.4.2 Zonation-analyysillä osoitetut monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet.....	145
5.4.3 Lajistolle arvokkaat alueet.....	150
5.5 Metsien hiilivarastojen ja puuston määrän tarkastelu	152
5.5.1 Aikaisemmat arviot hiilivarastojen koosta	152
5.5.2 Maaperän hiilimallin luotettavuus	155
5.5.3 Metsätalousmaan luokittelu kivennäismaihin ja soihin	157
5.5.4 Tehoisan lämpötilasumman vaikutus tuloksiin	158
5.5.5 Hiilivarastot lajittuneiden maalajien alueilla.....	159
5.5.6 Biomassaan varastoituneen hiilen määrän arvion luotettavuus	162

5.5.7 Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin tulosten luotettavuus.....	163
5.5.8 Ekosysteemipalvelukarttojen hyödyntäminen.....	165
5.6 Luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden muut kartoitusmahdollisuudet	169
5.6.1 Arvokkaiden alueiden verkostojen kartoittaminen	169
5.6.2 Spatiaalisen ryhmittelyn menetelmät.....	172
5.6.3 Ekosysteemipalveluiden tutkimustarpeet	175
5.6.4 Ekosysteemipalveluiden kokonaisarvo ja rahallinen arvottaminen	177
5.7 Tulosten hyödyntäminen maakuntakaavoituksessa	178
5.7.1 Käytettyjen menetelmien soveltuvuus maakuntakaavoitukseen	178
5.7.2 Kynnysarvon valinta merkittävien alueiden rajaamiseksi	181
5.7.3 Alueidenkäyttötarpeiden yhteensovittaminen.....	184
5.7.4 Maakuntakaavan täydentäminen	187
5.7.5 Uusien kaavamerkintöjen vaikuttavuus	191
6 JOHTOPÄÄTÖKSET.....	194
KIITOKSET.....	199
KIRJALLISUUS	199
LIITE 1. Luontokohteiden määrä ja pinta-ala.....	236
LIITE 2. Uhanalaiset ja harvinaiset lajit.....	237
LIITE 3. Arvokkaiden luontokohteiden keskittymät	250
LIITE 4. Lajihavaintokeskittymät	262
LIITE 5. Suurikokoiset arvokkaat luontokohteet	270
LIITE 6. Luontokohde- ja lajihavaintokeskittymien sijainti.....	271
LIITE 7. Ekosysteemipalvelukartat.....	272
LIITE 8. Muut arvokkaat luontokohteet.....	276

LYHENTEET

ELY-keskus	elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
GTK	Geologian tutkimuskeskus
Kemera	kestävän metsätalouden määräaikainen rahoitusjärjestelmä
LSL	luonnonsuojelulaki
Luke	Luonnonvarakeskus
METE	metsälain 10 §:n mukainen monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeä elinympäristö
METSO	Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma
MetsäL	metsälaki
MMM	maa- ja metsätalousministeriö
MRL	maankäyttö- ja rakennuslaki
MVMI	monilähteinen valtakunnan metsien inventointi
SYKE	Suomen ympäristökeskus
VMI	valtakunnan metsien inventointi
VNK	valtioneuvoston kanslia
YM	ympäristöministeriö

1 JOHDANTO

Ihminen vaikuttaa maankäytöllä luonnon monimuotoisuuteen ja ekosysteemi-palveluihin eli luonnon ihmisille tarjoamiin aineellisiin hyödykkeisiin ja aineettomiin palveluihin (TEEB 2010). Maata käytetään Suomessa puuntuotantoon, turpeen ja maa-ainesten ottoon, kaivostoimintaan, rakentamiseen, viljelyyn ja suojeluun (esim. Metsähallitus 2015, SYKE 2018a). Ihmistoiminnan vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ovat olleet enemmän kielteisiä kuin myönteisiä (Beeby 1993, Rassi ym. 2010), ja puolet Suomessa esiintyvistä luontotyypeistä onkin arvioitu uhanalaisiksi (Kontula ja Raunio 2018). Metsä- ja suoluontoon ovat vaikuttaneet voimakkaasti maankäytön aiheuttama elinympäristöjen häviäminen, pirstoutuminen ja laadun heikkeneminen sekä soiden kuivattaminen metsätalous-maaksi. Vaikka pirstoutuminen ja soiden kuivattaminen eivät ole Suomessa enää jatkuneet samassa mittakaavassa kuin aiemmin (Löfman ja Kouki 2001), lajien uhanalaistuminen on jatkunut 2000-luvulla (Rassi ym. 2010, Hyvärinen ym. 2019). Aikaisemmin tehdyt laaja-alaiset ojitukset vaikuttavat edelleen soiden vesitalouteen (Kontula ja Raunio 2018) ja suolla eläviin lajeihin (Hyvärinen ym. 2019). Metsien luontoarvot ovat metsätalouskäytön seurauksena heikentyneet erityisesti lahopuun, vanhan ja moni-ikäisen puuston sekä lehtipuiden vähentymisen myötä (Östlund ym. 1997, Raunio ym. 2008).

Ekosysteemien tarjoamaa ilmastonsäätelypalvelua uhkaavat maapallon hiilensidontakyvyn ylittävä kasvihuonekaasupäästöjen määrä ja ihmisten ekosysteemeille aiheuttamat vauriot (TEEB 2010). Fossiilisten polttoaineiden käytön ohella maankäytön muutosten arvellaan tällä hetkellä olevan keskeisin syy maapallon keskilämpötilan nousuun (IPCC 2013). Maankäytön muutokset vaikuttavat metsien ja soiden hiilivarastoihin ja hiilensidontakykyyn. Metsillä on tärkeä rooli ilmaston säätelyssä, sillä kasvaessaan puusto käyttää ilmakehän hiilidioksidia varastoiden hiiltä biomassansa. Maaekosysteemien suurimman

hiilivaraston muodostavat maapallon pohjoisosan suot, ja hiiltä on paljon myös kivennäismaasta koostuvassa maaperässä (TEEB 2010).

Suomi on kansainvälisten sopimusten myötä sitoutunut osaltaan pysäyttämään luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen ja vähentämään kasvihuonekaasupäästöjä (SopS 1994, SopS 2016). Uusiutuvien luonnonvarojen tehokkaaseen käyttöön perustuvan biotalouden kehittäminen on yksi Suomen ja Keski-Suomen maakunnan keskeisistä tavoitteista, jolla pyritään kohti vähähiilistä yhteiskuntaa (Keski-Suomen liitto 2014a, MMM 2014, työ- ja elinkeinoministeriö ym. 2014, VNK 2019). Metsäteollisuus onkin suunnitellut ja tehnyt suuria investointeja puunjalostukseen ja bioenergian tuotantoon Keski-Suomessa ja ympäröivillä alueilla. Kun metsävarojen hyödyntämistä tehostetaan ja hakkuita lisätään, toimenpiteet luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen estämiseksi ja hiilinielujen turvaamiseksi ovat entistä tärkeämpiä.

Luonnon monimuotoisuuden turvaamisessa on oleellista keskeisimpien alueiden (Myers ym. 2000) ja niiden välisten yhteyksien tunnistaminen (Denoël ja Ficetola 2015) ja ekologisten verkostojen huomioiminen maankäytön suunnittelussa (Dale ym. 2000, Opdam ym. 2006). Monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden luontokohteiden verkoston säilyttäminen ja parantaminen vaativat kuntarajat ylittävää maakunnallista suunnittelua, jota toteutetaan maakuntakaavalla (Pitkäranta 2002). Ekologisten verkostojen avainalueiden selvittämiseksi Keski-Suomen maakuntakaavoitusta varten Uusitalo (2006) osoitti karttatarkastelun pohjalta luontoarvoiltaan merkittäviä luontoytimiä, niitä yhdistäviä ekologisia vyöhykkeitä ja luonnonmaantieteellisesti yhtenäisiä, maakuntarajat ylittäviä ekologisia suuralueita. Monimuotoisuuden kannalta keskeisimpien luontoalueiden esittämiseen olisi lisäksi tarpeen kehittää menetelmä, joka on toistettavissa ja joka mahdollistaa alueiden rajaamisen objektiivisesti. Maankäytön suunnittelussa voitaisiin myös huomioida nykyistä kattavammin erilaisia ekosysteemipalveluita, kuten hiilivarastoja. Luonnon monimuotoisuuden ja hiilivarastojen kannalta tärkeät alueet eivät ole välttämättä yhteneviä (Naidoo ym. 2008, Räsänen 2014,

Räsänen ym. 2015), joten molemmista tarvitaan tietoa. Toistaiseksi Keski-Suomen maakuntakaavassa ei ole kaavamerkintöjä tai -määräyksiä laajojen luontoarvoiltaan tärkeiden aluekokonaisuuksien eikä hiilivarastojen turvaamiseksi (Keski-Suomen liitto 2017a).

Keski-Suomen maakuntakaavoissa arvokkaat luontokohteet on esitetty pistemäisinä kohteina ja aluerajauksina (Keski-Suomen liitto 2017a). Kun suuri määrä pienikokoisia arvokkaita luontokohteita esitetään maakuntatason mittakaavassa pistemäisinä kohteina, kartan tulkinta on haastavaa. Tällaisesta esitystavasta on usein vaikea havaita, mille alueille arvokkaita luontokohteita keskittyy erityisen paljon. Maankäytön suunnittelua ja erilaisten maankäyttötarpeiden yhteensovittamista helpottaisi luontoarvojen alueellista jakautumista kuvaava määrällinen tieto, joka mahdollistaa alueiden merkittävyyden vertailun. Tällaista tietoa tuottavat menetelmät ovat hyödyllisiä luontoarvoiltaan ja ekosysteemi-palveluiltaan arvokkaiden alueiden tunnistamisessa. Määrälliset menetelmät auttavat suuntaamaan suojelutoimet tärkeimmille alueille (Kremen ym. 2008, Naidoo ym. 2008).

Tässä työssä tutkittiin mahdollisuutta tunnistaa maakuntakaavoitusta varten luontoarvoiltaan merkittäviä luonnonsuojelun painopistealueita tiheydenarviointimenetelmän avulla. Luontoarvoiltaan tärkeät alueet määriteltiin elollisen tai elottoman luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaina alueina sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintymisalueina. Tavoitteena oli kehittää luonnonsuojelun painopistealueille maakuntakaavan yleispiirteiseen luonteeseen sopiva uusi esitystapa. Aluemaisia luontokohteita ja pistemäisiä lajihavaintopaikkoja sisältävistä paikkatietoaineistoista muodostettiin luontoarvoiltaan tärkeiden alueiden jakautumista ja keskittymistä kuvaavia tiheyskarttoja. Tähän käytettiin ydinestimointia, joka on tiheyden arvioinnissa yleisesti käytetty menetelmä. Ydinestimointi tuottaa koko tutkimusalueen laajuudelle tiheysarvoja, jotka kasvavat ja pienenevät alueella portaattomasti. Suurten

tiheyksien alueille on keskittynyt arvokkaita luontokohteita ja lajihavaintoja. Ydinestimointia verrattiin myös yksinkertaisempaan pistetiheyden arviointimenetelmään, jonka tulokartassa tiheydet vaihtelevat portaittain.

Toisena tavoitteena oli tutkia hiilen määrän arviointimenetelmää, jolla voidaan kartoittaa metsien hiilivarastot Keski-Suomessa. Metsät voidaan jakaa soilla ja kivennäismailla kasvaviin metsiin, ja hiilen määrän arviointi rajattiin kivennäismaihin. Arvioinnissa huomioitiin maaperään ja puuston biomassaan varastoitunut hiili. Tarkemmin ottaen tässä tutkielmassa etsittiin vastauksia seuraaviin tutkimuskysymyksiin:

- 1) Soveltuuko ydinestimointi arvokkaiden luontoalueiden keskittymien osoittamiseen maakuntakaavassa?
- 2) Soveltuuko metsiin varastoituneen hiilen määrän arviointimenetelmä maakuntakaavoituksen tueksi, kun sovitetaan yhteen metsien alueidenkäyttötarpeita?

Menetelmien käyttökelpoisuuden arvioimista varten selvitettiin, minne erilaisia arvokkaita luontoalueita keskittyi ja miten metsien hiilivarastot jakautuivat Keski-Suomessa. Lisäksi hiilen ja puuston määrän alueellista jakautumista vertailtiin toisiinsa mahdollisten metsätaloudellisesti arvokkaiden alueiden ja hiilivarastoina tärkeiden alueiden erojen hahmottamiseksi.

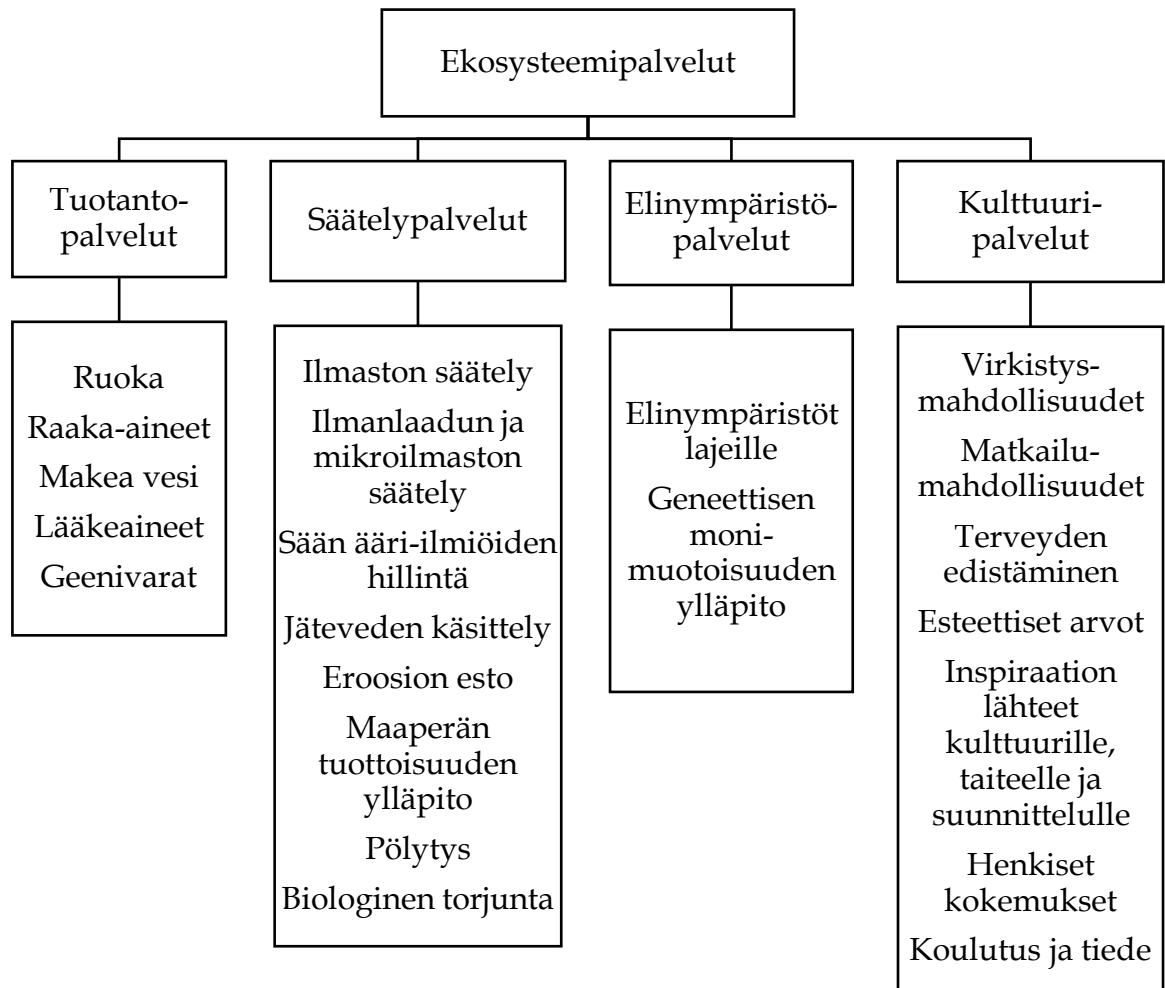
2 TUTKIELMAN TAUSTA

2.1 Ekosysteemipalvelut

2.1.1 Määritelmä ja luokittelu

Ekosysteemi on tietyllä alueella vuorovaikutuksessa elävien eliöiden ja elottoman ympäristön muodostama kokonaisuus. Ekosysteemit tarjoavat ihmisille erilaisia aineellisia hyödykkeitä ja aineettomia palveluita, jotka edistävät suoraan tai epäsuorasti ihmisten hyvinvointia. Näitä luonnon tarjoamia palveluita kutsutaan ekosysteemipalveluiksi (TEEB 2010). Ekosysteemien rakenne ja perustoiminnot, kuten fotosynteesi, perustuotanto, maannostuminen sekä ravinteiden ja veden kierto, ylläpitävät ekosysteemipalveluita tuottavia toimintoja. Tällaisia toimintoja ovat esimerkiksi biomassan tuotanto, veden säätely ja hiilen varastointi. Ne tuottavat ruokaa, puhdasta vettä, virkistysmahdollisuuksia ja muita palveluita, joista on hyötyä ihmisille ja joista monet ovat meille elintärkeitä. Näin ekosysteemit ovat yhteydessä ihmisen taloudelliseen ja henkiseen hyvinvointiin (TEEB 2010, ks. myös Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Ekosysteemipalveluita voidaan määritellä ja luokitella monella tavalla (esim. Millennium Ecosystem Assessment 2005, Boyd ja Banzhaf 2007, Daily ym. 2009, Fisher ym. 2009). Täysin yksiselitteistä luokittelutapaa on tuskin olemassa, sillä ekosysteemien rakenteiden, toimintojen ja palveluiden väliset yhteydet ja vuorovaikutukset ovat monimutkaisia (TEEB 2010). TEEB-hankkeessa (*economics of ecosystems and biodiversity*) on tutkittu luonnon monimuotoisuudesta ja sen suojelusta saatavia taloudellisia hyötyjä sekä monimuotoisuuden häviämisestä aiheutuvia kustannuksia, ja hankkeessa kehitetyssä luokittelutavassa ekosysteemipalvelut jaettiin tuotanto-, säätely-, elinympäristö- ja kulttuuripalveluihin (kuva 1).



Kuva 1. Ekosysteemipalveluiden pääluokat ja esimerkkipalveluita TEEB-hankkeen luokitteluun perustuen (TEEB 2010).

Ekosysteemipalvelukäsitteen avulla voidaan tarkastella ekosysteemien merkitystä ihmiselle (ks. Millennium Ecosystem Assessment 2005). Epäsuorat ja aineettomat hyödyt tulevat kuitenkin helposti aliarvioituksi, kuten myös sellaiset vähemmän hyötyä tuottavat ekosysteemipalvelut, joilla voi olla suuri merkitys tulevaisuudessa. Ihmiskeskeisessä näkökulmassa on haasteena se, että ihmisten kokemus palvelun hyödyllisyydestä saattaa muuttua ajan kuluessa (TEEB 2010). Ihmisen saaman hyödyn määrästä riippumatta ekosysteemejä ja luonnon monimuotoisuutta voidaan pitää myös itsessään arvokkaina (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

2.1.2 Luonnon monimuotoisuus ja ekosysteemipalvelut

Luonnon monimuotoisuus tukee ekosysteemien toimintaa ja on siten yhteydessä ekosysteemipalveluiden tuottamiseen (Fisher ym. 2009). Luonnon monimuotoisuutta voidaan ajatella myös itsessään ekosysteemipalveluna (Eigenbrod ym. 2010). Monimuotoisuus on yhteydessä esimerkiksi elinympäristöpalveluihin, jotka tarjoavat lajeille elinpaikkoja, lisääntymispaikkoja sekä levähdys- ja ruokailupaikkoja muuttoreittien varrelle. Elinympäristöpalveluilla tarkoitetaan erityisesti geneettisen monimuotoisuuden kannalta tärkeistä ekosysteemeistä ja ekosysteemien välisestä kytkeytyneisyydestä saatavaa hyötyä. Geneettinen monimuotoisuus ekosysteemipalveluna puolestaan ylläpitää lajien elinvoimaisuutta ja sopeutumiskykyä (TEEB 2010). Elinympäristöpalveluiden turvaamisessa onkin oleellista suojella keskittymäalueita, joilla geneettinen monimuotoisuus on erityisen korkeaa. Nämä alueet ovat merkittäviä geneettisen monimuotoisuutensa ja lajirunsaautensa takia sekä evoluution kannalta. Monimuotoinen geenivaranto on tärkeää myös kaupallisille lajeille ja hyötyeläimille (TEEB 2010). Lisäksi on tärkeää säilyttää kytkeytyneisyys monimuotoisten alueiden välillä. Elinympäristöpalvelut tukevat tuotanto-, säätely- ja kulttuuripalveluita (TEEB 2010).

Ihmistoiminnan seurauksena luonnon monimuotoisuus on vähentynyt ja ekosysteemien kyky tarjota palveluita ja hyödykkeitä heikentynyt (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Ihminen vaikuttaa sekä myönteisesti että kielteisesti ekosysteemien toimintoihin ja niiden kautta saataviin palveluihin maankäytöllä, muuttamalla elinympäristöjä, saastuttamalla, aiheuttamalla häiriöitä ja käyttämällä luonnonvaroja. Osa ekosysteemipalveluista on ihmisten ajallisessa mittakaavassa uusiutumattomia luonnonvaroja, joiden käytön vaikutukset tulisi ymmärtää päätöksenteossa. Tällainen ekosysteemipalvelu on esimerkiksi soiden hiilivarannot. Epäsuoria vaikutuksia ekosysteemipalveluihin on muun muassa taloudellisella kehityksellä, poliittisilla ohjauskeinoilla, teknologisilla keksinnöillä ja demografisilla muutoksilla. Ekosysteemien kyky kestää luontaisia ja ihmisen aiheuttamia muutoksia ja kyky sopeutua näihin muutoksiin vaihtelee (TEEB 2010).

Ekosysteemipalveluiden heikentyminen ja luonnon monimuotoisuuden väheneminen vaikuttavat ekosysteemeistä saataviin hyötyihin ja myös ekosysteemien häiriönsietokykyyn (Folke ym. 2004, Balmford ym. 2008). Osaa metsien ja soiden tuotantopalveluista hyödynnämme tavoilla, jotka tuottavat merkittävää taloudellista hyötyä mutta jotka ovat usein ristiriidassa näiden alueiden monimuotoisuusarvojen ja muiden ekosysteemipalveluiden säilymisen kanssa.

Usein luonnon monimuotoisuuden ja erilaisten muiden ekosysteemipalveluiden kannalta tärkeät alueet eivät ole yhteneviä (Naidoo ym. 2008, Anderson ym. 2009, Räsänen ym. 2014). Maailmanlaajuisessa mittakaavassa tarkasteltuna luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden kannalta tärkeimmillä alueilla on havaittu alueellista yhtenevyyttä tropiikissa mutta ei juurikaan boreaalisella vyöhykkeellä Pohjoismaissa (Turner ym. 2007, Strassburg ym. 2010, Larsen ym. 2011). Ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden kohteiden alueellinen yhtenevyys riippuu myös tarkastelumittakaavasta. Vaikka laaja-alaisesti tarkasteltuna olisi havaittu päällekkäisyyttä, paikallisella tasolla voikin olla eroja ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeiden alueiden sijoittumisessa. Vastaavasti niillä alueilla, jotka vaikuttavat yleispiirteisesti katsottuna vähemmän tärkeiltä, saattaakin olla paikallisella tasolla hyvin monimuotoisia ja ekosysteemipalveluiltaan arvokkaita alueita (Naidoo ym. 2008). Alueidenkäytön suunnittelun tueksi onkin tarpeen kartoittaa sekä erilaisten ekosysteemipalveluiden että luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä alueita.

2.1.3 Hiilen rooli ilmaston säätelyssä

Ekosysteemeillä on tärkeä rooli ilmakehän kemiallisen koostumuksen säätelyssä. Ne toimivat sekä nieluina että lähteinä hiilidioksidille ja muille ilmakehän ainesosille ja säätelevät siten ilmastoa (TEEB 2010). Suurin osa maapallolla olevasta hiilestä on varastoitunut kerrostuneisiin kivilajeihin, joita voidaan pitää pysyvinä

hiilivarastoina. Hiilen kierron ja ilmastonsäätelyn kannalta merkitystä on lähinnä aktiivisilla hiilivarastoilla eli merillä, maaperällä, ilmakehällä ja kasvillisuudella (Schlesinger ja Bernhardt 2013). Pysyvien ja aktiivisten varastojen välillä luonnollinen vaihtuvuus on lyhyehköllä aikavälillä vähäistä. Ihminen on kuitenkin kasvattanut huomattavasti ja kasvattaa edelleen aktiivisen hiilivaraston kokoa käyttämällä fossiilisia hiilivarantoja (Lackner 2010). Lisäksi ihminen on vaikuttanut hiilen kiertoon siten, että kasvillisuuden ja maaperän hiiltä on vapautunut ilmakehään enemmän kuin hiiltä on siirtynyt vastakkaiseen suuntaan (Schlesinger ja Bernhardt 2013). Maapallon keskilämpötilassa tällä hetkellä havaittavan nousun arvioidaankin johtuvan erityisesti fossiilisten energialähteiden käytöstä sekä maankäytöstä ja sen muutoksista (IPCC 2013).

Hiilidioksidia sitoutuu ilmakehästä kasvillisuuteen fotosynteesin kautta. Osa tästä hiilidioksidista vapautuu takaisin ilmakehään kasvien soluhengityksen kautta ja osa varastoituu biomassaan. Metsillä on tärkeä rooli ilmaston säätelyssä, sillä niiden puustoon sitoutuu runsaasti hiiltä. Maahengitys eli lähinnä juurten, sienijuurten ja maaperän hajottajaeliöiden toiminta vapauttaa myöhemmin suurimman osan biomassaan sitoutuneesta hiilestä ilmakehään. Loput hiilestä siirtyy maaperän hiilivarastoon, huuhtoutuu vesistöihin tai siirtyy hajottajaeliöiden kautta ravintoketjuun (esim. Russell ym. 2015). Maaperässä esiintyy hiiltä kasvi-, eläin- ja hajottajajätteissä, hajottajayhteisön biomassassa, hajotusprosessissa vapautuvassa hiilidioksidissa, veteen liuenneissa orgaanisissa yhdisteissä ja kivennäismaahan sitoutuneissa humusaineissa (Smolander 2003). Suurin osa maahan tulevasta hiilestä hajoaa muutamassa vuodessa. Hitaasti hajoavaa hiiltä sen sijaan kertyy maaperään, ja se voi pysyä varastoituneena kymmenistä vuosista tuhansiin vuosiin (Schimel ym. 1994, Smolander 2003). Myös vesistöissä hiiltä varastoituu biomassaan ja sedimentteihin (ks. Pajunen 2000, Beaumont ym. 2007).

Ilmakehästä siirtyy hiilidioksidia myös veteen. Valtameriin sitoutuukin suuria määriä hiilidioksidia, ja lähes vastaava määrä hiilidioksidia vapautuu niistä takaisin ilmakehään (Schlesinger ja Bernhardt 2013). Meret pystyvät rajoitetusti toimimaan

hiilinieluina, mutta lisääntyvä hiilidioksidimäärä happamoittaa meriä ja voi siten vaurioittaa meriekosysteemejä (Langdon ym. 2000, Feely ym. 2004). Merten ja metsien hiilinielut eivät riitä kumoamaan fossiilisten polttoaineiden käytön ilmastovaikutusta (Schlesinger ja Bernhardt 2013), mutta metsien hiilinieluja kasvattamalla voidaan kuitenkin varastoida osa ilmakehän ylimääräisestä hiilidioksidista.

Maaperään on varastoitunut huomattavasti enemmän hiiltä kuin sitä on ilmakehässä. Maaperän hiilivarastojen säilyttäminen on tärkeää, sillä niiden sisältämien suurien hiilimäärien vapautumisella ilmakehään voi olla huomattava ilmastoa lämmittävä vaikutus (Davidson ja Janssens 2006, DeLuca ja Boisvenue 2012). Yksi merkittävimmistä hiilivarastoista maapallolla on boreaalisten metsien maaperä (Lal 2004). Pohjoisessa kylmä ilmasto hidastaa maatumista, jolloin suuria määriä orgaanista ainesta kerääntyy maaperään (Jobbágy ja Jackson 2000). Boreaalisten metsien maaperässä onkin arvioitu olevan varastoituneena enemmän orgaanista hiiltä kuin trooppisen ja lauhkean vyöhykkeen metsien maaperässä yhteensä (Lal 2004). Aavikoilla ja muilla kuivilla alueilla maaperään on varastoitunut puolestaan paljon epäorgaanista hiiltä, jonka määrä Suomen podsolija turvemaannosvaltaisessa maaperässä on vähäisempää. Varsinkin pohjoisen pallonpuoliskon laajojen suoalueiden merkitys hiilivarastona on huomattava, sillä eloperäisten maaperien hiilipitoisuus on erityisen korkea (Lal 2004). Toisaalta suot voivat olla myös merkittävä hiilen lähde, sillä niistä vapautuu ilmakehään metaania (Roulet 2000).

Ilmaston lämpenemisen arvellaan vaikuttavan hiilivarastoihin (Lal 2004, ks. myös Mpamah 2018) ja siten myös ekosysteemien tarjoamaan ilmastonsäätelypalveluun. Ekosysteemien ja ilmaston väliset vuorovaikutukset ovat monimutkaisia ja muutosten vaikutukset tulevat näkyviin pitkällä viiveellä, joten ilmastonsäätelypalvelun kehityksen ennustaminen on haastavaa. Maapallon hiilensidontakyvyn ylittävät kasvihuonekaasujen päästömäärät ja ihmisten ekosysteemeille

aiheuttamat vauriot ovat joka tapauksessa uhka ilmastonsäätelypalvelulle (TEEB 2010).

2.2 Metsien ja soiden maankäyttö

2.2.1 Nykytilanne ja tulevaisuus

Kansalliset linjaukset antavat yleisen tason suuntia metsien ja soiden maankäytölle. Vuonna 2014 valmistuneen Suomen kansallisen biotalousstrategian (työ- ja elinkeinoministeriö ym. 2014) tavoitteena on kasvattaa merkittävästi biotalouden liiketoimintaa ja luoda uusia työpaikkoja. Tavoite kohdistuu erityisesti metsäsektorille, joka on Suomessa merkittävin biotalouden osa-alue. Myös valtioneuvoston metsäpoliittinen selonteko vuoteen 2050 asti ja sen pohjalta laadittu päivitetty kansallinen metsästrategia vuoteen 2025 asti ohjaavat metsävarojen hyödyntämisen tehostamiseen ja monipuolistamiseen (MMM 2014, 2019).

Suurin osa Suomen metsistä on metsätalouskäytössä (Luke 2019a). Viime vuosina metsien hakkuiden määrä on lisääntynyt, ja vuoden 2017 hakkuukertymä 72 miljoonaa kuutiometriä runkopuuta oli suurempi kuin koskaan aikaisemmin Suomessa (Luke 2018a). Hakkuukertymässä ei ole mukana energiakäyttöön menneitä hakkuutähteitä, kantoja ja juurakoita, joita poltettiin metsähakkeena noin kaksi miljoonaa kuutiometriä (Luke 2018a). Päivitetyin kansallisen metsästrategian tavoitteena on kasvattaa runkopuun hakkuukertymää 80 miljoonaan sekä hakkuutähteiden ja kantojen korjuumääriä 6–7 miljoonaan kuutiometriin vuoteen 2025 mennessä. Tämä tarkoittaa merkittävää lisäystä vuoden 2017 hakkuumäärään (taulukko 1). Lisäksi tavoitteena on lisätä kotimaisen puupohjaisen energian tuotantoa (MMM 2019).

Taulukko 1. Puuston hakkuiden määrä vuonna 2017 verrattuna suurimpaan kestäväan korjuumäärään ajalla 2015–2024 ja puuston kasvuun koko Suomessa ja Keski-Suomessa. Puuston kasvun määrä ja suurimman kestäväan korjuumäärän arviot koko Suomessa perustuvat 2014–2017 tehtyihin valtakunnan metsien 12. inventoinnin (VMI12) mittauksiin ja Keski-Suomessa 2013–2017 tehtyihin 11. ja 12. inventoinnin mittauksiin. Lähteet: Luonnonvarakeskuksen tilastotietokannan aineistot Metsävarat (Luke 2019a), Hakkuukertymä ja puuston poistuma (SVT, Luke 2018b) ja Teollisuuspuun hakkuut alueittain (Luke 2018c).

	Tilavuus (10 ⁶ m ³)	
	Suomi	Keski-Suomi
Puuston kasvu metsä- ja kitumaalla	107,0	8,9
Runkopuun kokonaispoistuma	87,2	8,3
Runkopuun hakkuukertymä	72,4	7,1
Tukki- ja kuitupuun hakkuukertymä	63,3	6,5
Runkopuu energiakäyttöön	9,2	0,6
Runkopuun suurin kestävä hakkuumäärä 2015–2024	84,3	7,6
Hakkuutähteet ja kannot energiakäyttöön	2,4	0,3
Hakkuutähteiden ja kantojen suurin kestävä korjuumäärä 2015–2024	16,3	1,5

Hakkuupaineet kohdistuvat lähitulevaisuudessa uudistuskypsyihin metsiköihin, joita Keski-Suomessa metsämaalla oli valtakunnan metsien 12. inventoinnin (VMI 12) mukaan noin 1400 km² (Luke 2019a). Hakkuupaineet kohdistuvat myös hakkuukypsyyden saavuttaviin 1960–1980-luvuilla ojitettuihin suometsiin. Ajalla 2016–2025 turvemailta korjattavan runkopuun ennustetaan muodostavan noin viidesosan Keski-Suomen vuosittaisesta hakkuukertymästä (Luke 2020). Hakkuumahdollisuuksien ennustetaan kasvavan seuraavina vuosikymmeninä, mutta lähivuosina hakkuita ei voida enää lisätä kovin paljon, mikäli halutaan pysyä puuntuotannollisesti kestäväällä hakkuutasolla (taulukko 1). Puuntuotannollisesti

kestävä ei myöskään tarkoita välttämättä ekologisesti kestävä, sillä Luonnonvarakeskuksen tekemissä suurimman kestävä hakkuumäärän arvioissa ei huomioitu hakkuiden vaikutuksia metsien rakenteeseen ja sitä kautta metsäluonnon monimuotoisuuteen (Korhonen ym. 2016). Hakkuiden lisääminen suurimmalle kestävä hakkuutasolle vähentäisi laskelmien mukaan vanhan puuston osuutta varsinkin Etelä-Suomen metsissä (Korhonen ym. 2016). Koska hakkuiden vuosittainen kokonaismäärä Keski-Suomessa on varsin suuri, metsätalouden ekologiseen kestävyYTEEN tulisi kiinnittää erityistä huomiota.

Metsää on raivattu muihin maankäyttötarkoituksiin vuosittain noin 100–200 km² (Luke 2019b, Statistics Finland 2020), ja metsäkadon ennustetaan jatkuvan noin 100 km²:n vuositasolla (Haakana ym. 2015). Raivatusta maasta 55 % käytetään rakentamiseen, 28 % maatalouteen ja 10 % turvetuotantoon (Kärkkäinen 2019). Suomen soista noin yksi prosentti on turvetuotannossa (SYKE 2018a, Luke 2019a). Keski-Suomessa turvetuotantoalueiden kattama pinta-ala CORINE maanpeite 2018 -aineistossa on 77 km² (SYKE 2018a), ja uusia turvetuotantoalueita otetaan käyttöön pinta-alaltaan vähemmän kuin vanhaa tuotantoalaa poistuu käytöstä (Selänne ym. 2016). 2010-luvulla turpeen energiakäyttö onkin vähentynyt (Tilastokeskus 2019). Turvetuotannon kannalta teknisesti käyttökelpoisia soita on Keski-Suomessa 440 km². Kun suojeluohjelmat ja ympäristölainsäädäntö otetaan huomioon, arviolta noin puolet teknisesti soveltuvien soiden turvevaroista on hyödynnettävissä turvetuotantoon (Peltola 2014). Soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullista käyttöä ja suojelua koskevan valtioneuvoston periaatepäätöksen mukaan soiden luonnontilaa muuttavaan käyttöön, kuten turvetuotantoon, tulisi ottaa vain luonnontilaltaan jo aikaisemmin muuttuneita soita eli pääasiassa metsä- ojitettuja turvemaita (VNK 2012a, ks. myös MMM 2011). Valtioneuvoston tulevaisuusselonteko ilmasto- ja energiapolitiikasta vuoteen 2050 asti linjaa, että päästöttömään energiajärjestelmään siirryttäessä nykymuotoisesta fossiilisten polttoaineiden ja turpeen käytöstä on luovuttava vaiheittain (VNK 2009).

Turpeenoton lisäksi metsätalousmaita käytetään myös muiden maa-ainesten ottoon. Soravarojen pulan seurauksena kalliokiviaineksen käyttö korvaavana materiaalina on lisääntynyt viime vuosikymmenien aikana (Alapassi ym. 2009, Kontula ja Raunio 2018), ja tarvetta kallioaineksen ottamiseen on erityisesti kasvukeskusten ympärillä (Alapassi ym. 2009, Rintala 2017). Esimerkiksi taloudellisesti merkittävät kalkkikallioesiintymät on jo otettu käyttöön, joten niiden louhinta ei ole kuitenkaan enää lisääntymässä (Kontula ja Raunio 2018). Tuuli- ja rantakerrostumien maa-ainesta on toistaiseksi hyödynnetty melko vähän, mutta tulevaisuudessa kiviainesten ottoa saattaa kohdistua taloudellisesti merkittäviin rantakerrostumiin (Rintala ja Lonka 2013).

2.2.2 Luontovaikutukset

Maankäyttö ja maankäytön muutokset ovat vaikuttaneet ja vaikuttavat edelleen monella tavalla Suomen metsiin. Erityisesti metsätalouden vaikutukset Suomen metsä- ja suoluontoon ovat huomattavia (Kontula ja Raunio 2018, Hyvärinen ym. 2019). Metsiä on muutettu voimakkaasti avohakkaamalla ja harventamalla puustoa, kuivattamalla laajoja alueita, polttamalla metsää, istuttamalla haluttujen puulajien taimia, lannoittamalla metsämaata sekä levittämällä torjunta-aineita. Myös metsäpalot ovat vähentyneet (Östlund ym. 1997). Metsien istutuksista sekä 1960- ja 1970-luvuilla tehdyistä laaja-alaisista soiden ojituksista johtuen metsävarat alkoivat kasvaa ja pirstoutuneisuus vähentyi (Löfman ja Kouki 2001). Suomen soista on ojitettu yli puolet (Luke 2019a). Puuston määrän lisääntymisen on mahdollistanut metsän kasvua pienempi hakkuumäärä, ja myös ilmastonmuutos vaikuttaa metsän kasvua lisäävästi (Kallio ym. 2014). Metsää onkin pinta-alallisesti paljon, mutta puuntuotannon vaikutus näkyy metsien rakenteessa (Östlund ym. 1997) ja lajistossa. Metsätalous vaikuttaa myös metsätalouden ulkopuolelle jätettäviin arvokkaisiin luontokohteisiin, sillä monien suojeltujen luontotyyppien ja arvokkaiden elinympäristöjen ominaisuudet eivät ole säilyneet täysin ennallaan yksityisomistuksessa olevien metsien hakkuissa (Metsäkeskus 2019).

Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin (Kontula ja Raunio 2018) tuloksista käy ilmi, että soiden kuivattaminen metsänkasvatusta varten ja koneellinen turpeenotto ovat muuttaneet merkittävästi suoluontoa. Suoluonnon tilan kannalta erityisen tärkeää on suon vesitalouden säilyminen. Vesitalous voi häiriintyä suon valuma-alueella tehtävien maankäytön muutosten seurauksena, jos toiminta vaikuttaa suolle tulevan veden määrään tai laatuun. Lisäksi maankäyttö voi suoraan pirstoa suoalueita tai muulla tavoin muuttaa suoluontoa (Kontula ja Raunio 2018).

Elinympäristöjen pirstoutuminen metsissä ja soilla aiheuttaa populaatioiden eristäytyneisyyttä, sillä sopivien elinympäristölaikkujen välisen etäisyyden kasvaessa yksilöiden vuorovaikutus muiden populaatioiden kanssa vähenee (Beeby 1993). Samalla myös populaatioiden geneettinen monimuotoisuus vähenee. Ihmistoiminta voi toisaalta lisätä maiseman monimuotoisuutta pirstomalla elinympäristöjä ja luomalla uusia ekologisia käytäviä, kuten tienvarsia (Beeby 1993), mutta 2000-luvulla metsien ja soiden lajistossa on Suomessa tapahtunut enemmän uhanalaistumista kuin lajien tilan paranemista (Rassi ym. 2010, Hyvärinen ym. 2019). Metsätalous vaikuttaa kielteisesti erityisesti yhtenäisestä metsäpeitteestä, lahoppuusta ja järeistä puista riippuvaisiin eliöryhmiin (Paillet ym. 2010), ja monet vanhojen metsien lajit ovatkin taantuneet (Hyvärinen ym. 2019). Suomen lajien Punaisen kirjan (Hyvärinen ym. 2019) mukaan Suomen uhanalaisista lajeista lähes kolmasosa onkin ensisijaisesti kivennäismaiden metsissä eläviä lajeja. Suolajien tilanteen heikentyminen johtuu puolestaan pääosin vanhojen ojitusten ja uusien turvetuotantoalueiden vaikutuksista elinympäristöön (Hyvärinen ym. 2019).

Metsävarojen käytön tehostaminen uhkaa metsien monimuotoisuutta. Hakkuumäärien kasvun lisäksi myös lisääntyvä energiapuun korjuu aiheuttaa todennäköisesti huomattavia muutoksia metsäluonnossa (Bouget ym. 2012, Forsius ym. 2016), sillä energiantuotantoon korjattavien oksien, kantojen ja neulasten mukana metsämaasta poistuu ravinteita ja lahoavaa puuainesta (Forsius ym. 2016).

Lisääntyvät metsätaloustoimenpiteet muuttavat lajien elinympäristöjä, kenttäkerroksen kasvillisuutta ja maaperän fysikaalisia ominaisuuksia (Bouget ym. 2012). Hakkuualueiden ja niiden reuna-alueiden lisääntyminen voi lisäksi uhata metsien tärkeitä ydinalueita, kuten metsälailla turvattuja erityisen tärkeitä elinympäristöjä, ja vaikuttaa siten kielteisesti lajistoon (Ylisirniö ym. 2016).

Myös muulla maankäyttö vaikuttaa metsä- ja suoluontoon. Ennen 1970-lukua metsät pirstoutuivat varsinkin runsaan pellonraivauksen seurauksena (Löfman ja Kouki 2001). Pellonraivaus on myös vaikuttanut lehtometsien, rehevien soiden ja tulvametsien uhanalaistumiseen. Metsien uudistamis- ja hoitotoimenpiteiden lisäksi maa-ainesten otto ja rakentaminen ovat heikentäneet harjumetsien sekä esimerkiksi monien karujen ja keskiravinteisten kallioluontotyyppien tilaa, ja ne kuuluvat edelleen kyseisten luontotyyppien keskeisiin uhkatekijöihin (Kontula ja Raunio 2018). Moniin harjuselänteisiin on vaikuttanut kielteisesti erityisesti liikenneväylien rakentaminen (Raunio ym. 2008). Maa-ainesten ottaminen geologisista muodostumista muuttaa pysyvästi näiden kohteiden luonnontilaa. Geologiset ominaisuudet vaikuttavat keskeisellä tavalla alueen kasvillisuuteen ja muuhun eliölajistoon (Mäkinen ym. 2007). Metsätaloustoimenpiteet voivat heikentää geologisilta ominaisuuksiltaan arvokkaiden metsäisten alueiden luontoarvoja (Mäkinen ym. 2007, 2011).

2.2.3 Vaikutukset hiilivarastoihin ja -nieluihin

Metsätalous ja metsien raivaaminen muihin maankäyttötarkoituksiin vaikuttavat hiilivarastojen kokoon ja ihmistoiminnasta aiheutuvien kasvihuonekaasupäästöjen määrään (Magnani ym. 2007, van der Werf ym. 2009). Suomessa puustoon varastoituneen hiilen määrä on lisääntynyt metsävarojen kasvaessa (vrt. Kauppi ym. 1995, Liski ja Kauppi 2000, Liski ym. 2006, Parviainen ja Västilä 2011, Korhonen ym. 2017, Luke 2019a). Metsiin vuosittain sitoutuvan hiilen määrä voi kuitenkin pienentyä, vaikka hiilivarastot kasvaisivat. Metsien hiilinielut ovatkin merkittävässä roolissa kasvihuonekaasupäästöjen ilmastovaikutusten

hillitsemisessä. Kansallisen kasvihuonekaasuinventaarion (Statistics Finland 2020) mukaan Suomessa kasvihuonekaasujen kokonaispäästöt ilman LULUCF-sektoria (*land use, land-use change and forestry*) olivat vuonna 2018 56 Tg hiilidioksidiekvivalenttia. Maankäyttöön, maankäytön muutoksiin ja metsätalouteen liittyvät kaikki päästöt ja nielut huomioiden LULUCF-sektorin kokonaisnielu oli vuonna 2018 10 Tg CO₂-ekvivalenttia. Kokonaisnielun suuruus vaihtelee vuosittain riippuen varsinkin hakkuumääristä, ja 2010–2017 se vaihteli välillä 17–25 Tg CO₂-ekvivalenttia (Statistics Finland 2020). Hiilinielujen kehittymistä voidaan ennustaa erilaisilla malleilla, mutta niiden antamat tulokset poikkeavat toisistaan merkittävästi. Erityisesti maaperän hiilinielujen ennustaminen on haastavaa maaperän hiilenkiertoprosesseihin ja ilmastonmuutokseen liittyvien epävarmuuksien vuoksi. Suomen metsien hiilinielujen ennustetaan joka tapauksessa pienenevän hakkuita lisättäessä (Kalliokoski ym. 2019).

Runkopuun hakkuiden lisäämisen ohella puuston biomassan käyttöä pyritään tehostamaan hyödyntämällä hakkuutähteitä energiantuotannossa. Tämä kuitenkin pienentää metsien hiilivarastoja, sillä hitaan hajoamisen sijaan hiili vapautuu energiantuotannossa nopeasti palamalla (ks. Repo ym. 2011). Metsien biomassan hyödyntämisessä on syytä olla varovainen, sillä käytön lisääminen ei ole välttämättä kestävää eikä hiilidioksidipäästöiltään neutraalia (Schulze ym. 2012). Korjatun puuston ilmastovaikutukset riippuvat myös puun käyttötavasta. Hiiltä varastoituu puutuotteisiin, mutta monien puusta valmistettavien tuotteiden, kuten paperin ja pakkausmateriaalien, elinkaari on lyhyt (Ros ym. 2013). Vuonna 2018 puutuotteiden hiilinielun koko Suomessa oli 4 Tg CO₂-ekvivalenttia, ja tämä sisältyy LULUCF-sektorin kokonaisnieluun (Statistics Finland 2020). Vuosittain puutuotteisiin varastoituvan hiilen määrä on kuitenkin alhainen verrattuna hakattavan puuston hiilimäärään (vrt. taulukko 1).

Taulukko 2. Merkittävimpien hiilivarastojen koko Suomessa eri aikoina tehtyjen arvioiden mukaan. Taulukko on suuntaa antava, sillä arviot eivät ole täysin vertailukelpoisia keskenään. Arvio elävän puuston hiilimäärästä muodostettiin siten, että hiilen määrän oletettiin olevan 50 % puuston biomassasta.

Hiilivarasto	Hiilen määrän arvio (Tg)	Lähde
Elävä puusto	900*	Valtakunnan metsien 12. inventoinnin (VMI 12) tulokset puuston biomassasta (Luke 2019a)
Kivennäismaan metsien maaperä	900–1300	Liski ja Westman 1997a, Ilvesniemi ym. 2002, Liski ym. 2006, Peltoniemi ym. 2006
Soiden turvekerrokset	5300–5600	Minkkinen 1999, Turunen 2008
Järvien sedimentit	700–900	Kortelainen ja Pajunen 2000
Peltomaat kivennäismaalla	300	Heikkinen 2016

* 800 Tg VMI11:n tulosten perusteella laskettuna (Luke 2019a).

Maankäytöllä voi olla merkittäviä vaikutuksia myös soiden hiilivarastoihin (TEEB 2010). Suomessa hiiltä on varastoitunut paljon varsinkin soihin (taulukko 2), ja merkittäviä hiilivarastoja ovat sekä ojittamattomat että ojitetut suot (Turunen ym. 2002). Turvekerrokseen varastoituneen hiilen määrä kuitenkin vähenee yleensä ojituksen jälkeen (Turunen 2008, Simola ym. 2012, Pitkänen ym. 2013). Ojanen ym. (2013) havaitsivat, että ojittamisen seurauksena rehevien soiden maaperä muuttui hiilen lähteeksi ja karujen soiden maaperän hiilinielu pieneni.

2.3 Arvokkaiden luontoalueiden ja ekosysteemipalveluiden turvaaminen

2.3.1 Arvokkaiden metsä- ja suokohteiden suojelu Suomessa

Etelä-Suomessa ja Keski-Suomen maakunnassa on eri tavoin suojeltuja metsiä ja suojelua tukevia rajoitetussa metsätalouskäytössä olevia metsiä yhteensä noin

kuusi prosenttia metsä- ja kitumaasta (Luke 2019c). Suojelu perustuu erityisesti luonnonsuojelulakiin (LSL 1096/1996), jossa säädetään luontoarvojen säilyttämisen kannalta keskeisimmistä asioista. Luonnonsuojelulakiin perustuvia arvokkaita luontokohteita ovat luonnonsuojeluohjelma-alueet (LSL 7 §, 77 §), luonnonsuojelualueet (LSL 10 §), luonnonmuistomerkit (LSL 23 §), suojeltavat luontotyypit (LSL 29 §), maisema-alueet (LSL 32 §), erityisesti suojeltavien lajien säilymisen kannalta tärkeät esiintymispaikat (LSL 47 §, luonnonsuojeluasetus 160/1997), luontodirektiivin (92/43/ETY) liitteessä IV lueteltujen tiukasti suojeltavien eläinlajien lisääntymis- ja levähdyspaikat sekä Natura 2000 -verkoston kohteet (LSL 49 §). Luonnonsuojelulain sisältämien ohjauskeinojen lisäksi lain tavoitteiden saavuttamista tuetaan maankäyttö- ja rakennuslain (MRL 132/1999) mukaisella maankäytön suunnittelujärjestelmällä. Talousmetsien käyttöä ohjaavassa metsälaissa (MetsäL 1093/1996) säädetään puolestaan metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisesta luonnonsuojelualueiden ulkopuolella, ja lain pääasiallinen suojelukeino on monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeiden elinympäristöjen säilyttäminen (MetsäL 10 §).

Luontoarvoja turvataan myös muun lainsäädännön nojalla. Maa-ainesten ottoa koskevassa lupaharkinnassa tulee huomioda maa-aineslain (555/1981) määräykset kauniin maisemakuvan vaalimisesta sekä luonnon merkittävien kauneusarvojen ja erikoisten luonnonesiintymien säilyttämisestä. Maa-ainesten otosta ei saa aiheutua tällaisten ominaisuuksien tuhoutumista (MAL 3 §). Maa-aineslailla suojellaan erityisesti harjuluontoa. Turvetuotantoa säätelee puolestaan pääasiassa ympäristönsuojelulaki (YSL 527/2014). Koskiensuojelulain (KSL 35/1987) 1 §:ssä kielletään uusien voimalaitosten rakentaminen tietyissä vesistöissä ja vesistöjen osissa, ja vesilailla (VesiL 587/2011) suojellaan luonnontilaisia pienvesiä (VesiL 11 §).

Metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä tukeudutaan myös vapaaehtoiseen suojeluun. Kestävän metsätalouden määräaikaisen rahoituslain (34/2015) eli Kemera-lain ja kyseistä rahoitusta koskevan valtioneuvoston

asetuksen (594/2015) nojalla myönnetään ympäristötukea metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE-kohteiden) ominaispiirteiden säilyttämiseen ja tuetaan muun muassa metsä- ja suoelinympäristöjen ennallistamishankkeita ja muita metsien monimuotoisuutta edistäviä luonnonhoitohankkeita. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman (METSO) avulla suojellaan monimuotoisuuden kannalta merkittäviä elinympäristöjä määräaikaisesti tai pysyvästi, ja myös METSO-kohteiden säilyttämiseksi voidaan myöntää Kemeralain mukaista ympäristötukea. Toimintaohjelman tavoitteisiin pääsy edellyttää, että vuosina 2019–2025 Etelä-Suomessa turvataan noin 600 km² metsää suojelemalla, tekemällä ympäristötukisopimuksia ja toteuttamalla luonnonhoitohankkeita (Anttila ym. 2019). Metsälain nojalla tapahtuvaa suojelua täydentää myös metsäsertifiointi. Suomessa on käytössä kaksi sertifikaattijärjestelmää, PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*) ja FSC (*Forest Stewardship Council*), ja suurin osa Suomen talousmetsistä on sertifioituja (PEFC Suomi 2019, FCS Suomi 2020). Lisäksi vapaaehtoisesti noudatettavilla metsänhoitosuosituksilla pyritään edistämään metsien kestävää käyttöä (Äijälä ym. 2019).

Arvokkaiden soiden suojelun parantamiseksi ympäristöministeriön asettama soidensuojelutyöryhmä (2012–2015) määritteli luontoarvoiltaan valtakunnallisesti merkittävät suoalueet, jotka täydentäisivät parhaiten nykyistä suojelualueverkostoa (Alanen ja Aapala 2015). Työryhmä teki ehdotuksen suojeltavaksi valittavista arvokkaista soista ja niiden rajauksista. Ehdotuksen mukaan valtion mailla lisätään suojelua ja yksityismailla jatketaan suojelun toteuttamista vapaaehtoisin keinoin muun muassa Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman (METSO) avulla. Työryhmä ehdotti, että valtion mailla suojelusta osa toteutetaan perustamalla luonnonsuojelulain mukaisia suojelualueita ja osa Metsähallituksen omalla pysyvällä päätöksellä. Lakisääteisesti suojeltaisiin yhtenäiset ja luontoarvoiltaan arvokkaimmat suoalueet ja sellaisia kohteita, jotka täydentävät tai yhdistävät suojeluun varattuja alueita. Metsähallituksen päätöksellä

laajemmat ja yhtenäisemmät suot suojeltaisiin maankäyttökohteina ja arvokkaat hajanaiset suoalueet alue-ekologisina luontokohteina (Alanen ja Aapala 2015).

2.3.2 Ilmastonmuutoksen hillitsemisen ja luonnonsuojelun tavoitteet ja velvoitteet

Arvokkaiden luontoalueiden ja metsien hiilivarastojen turvaamisen on tärkeää, jotta saavutetaan kansalliset ja kansainväliset tavoitteet, joihin Suomi on sitoutunut. Kansainväliset tavoitteet, kuten Agenda 2030 -toimintaohjelmassa (A/RES/70/1) esitetyt YK:n kestävän kehityksen tavoitteet, ohjaavat Suomea metsien kestävässä käytössä ja suojelussa. Agenda 2030 -toimintaohjelman tavoitteina on muun muassa toimia kiireellisesti ilmastonmuutoksen hillitsemiseksi, lisätä huomattavasti uusiutuvan energian osuutta energianlähteissä, suojella ekosysteemejä, edistää metsien kestävästä käyttöä sekä sisällyttää ekosysteemeihin ja luonnon monimuotoisuuteen liittyvät arvot kansalliseen ja paikalliseen suunnitteluun. Euroopan unioni ja Suomi ovat sitoutuneet myös biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen (SopS 78/1994) tavoitteeseen pysäyttää luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen. Yleissopimuksen visio on, että vuonna 2050 elämme luonnon kanssa harmoniassa. Yleissopimuksen mukaisesti myös Suomen visiona on Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi -periaatepäätöksessä luonnon monimuotoisuuden suotuisa tila ja ekosysteemipalveluiden varmistaminen vuoteen 2050 mennessä (VNK 2012b). Metsäluonnon osalta tavoitteita monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi esitetään myös valtioneuvoston metsäpoliittisessa selonteossa 2050 (MMM 2014) ja kansallisessa metsästrategiassa 2025 (MMM 2019). Monipuolisella ja kestäväällä metsien hoidolla ja käytöllä on tarkoitus edistää ilmastonmuutokseen sopeutumista ja hallita metsien hiilitasetta sekä parantaa metsien puuntuottokykyä (MMM 2014, 2019).

Pariisin ilmastopöytäkirjassa (SopS 75/2016) tavoitteena on pitää maapallon keskilämpötilan nousu selvästi alle kahdessa celsiusasteessa verrattuna esiteolliseen aikaan, ja lämpötilan nousu pyritään rajaamaan 1,5 celsiusasteeseen. Lisäksi pyritään saavuttamaan tasapaino ihmisen toiminnan aiheuttamien

kasvihuonekaasupäästöjen ja nielujen välillä tämän vuosisadan loppupuoliskolla. EU:n ja Suomen tavoitteena on vähentää vuoteen 2050 mennessä kasvihuonekaasupäästöjä vähintään 80 % vuoden 1990 tasosta (ilmastolaki 609/2015: 6 §, taakanjakoasetus 2018/842). Suomessa lyhyemmän aikavälin tavoitteena on uusiutuvan energian ja kotimaisen bioenergian käytön lisääminen, (Huttunen 2017). Vuoden 2019 hallitusohjelmassa asetettiin myös tavoitteeksi, että Suomi on hiilineutraali vuoteen 2035 mennessä (Valtioneuvosto 2019).

2.3.3 Luonnonsuojelun parantaminen ekosysteemipalvelut huomioiden

Metsien hakkuumääriä ollaan nostamassa samaan aikaan, kun lajien uhanalaistuminen jatkuu. Valtakunnallinen eliölajien uhanalaisuusarviointi ja luonnon monimuotoisuutta koskevan EU:n strategian väliarviointi osoittivat, että uhanalaistumisen pysäyttäminen vaatii lisätoimia Suomessa ja EU:ssa (Euroopan komissio 2015, Hyvärinen ym. 2019). Erityistä huomiota tulisi kiinnittää uhanalaisten lajien sellaisten elinympäristöjen turvaamiseen ja ennallistamiseen, jotka sijaitsevat suojelualueiden ulkopuolella ja joihin kohdistuu erilaisia maankäyttöpaineita (Rassi ym. 2010, Kemppainen ja Kaipainen-Väre 2017, YM 2017). Rakenteellisesti, lajistollisesti ja geneettisesti monimuotoisella metsällä on paremmat edellytykset sopeutua ilmastonmuutokseen kuin monimuotoisuudeltaan köyhällä metsällä (Gauthier ym. 2015).

Maankäytöllä voi olla sekä kielteisiä että myönteisiä vaikutuksia luontoon ja sen tarjoamiin ekosysteemipalveluihin. Maankäytön muutokset saattavat johtaa elinympäristöjen häviämiseen tai niiden laadun heikkenemiseen, mutta toisaalta alueita voidaan suojella, kunnostaa tai säästää virkistyskäyttöön, ja luontaisille elinympäristöille voidaan järjestää tilaa tehostamalla maankäyttöä kestäväällä tavalla (TEEB 2010). Metsänhoitomenetelmiä valittaessa on hyvä ottaa huomioon, että metsän tuottavuus, puulajikoostumus, metsänhoitotoimenpiteistä aiheutuvat häiriöt ja luontaiset häiriöt vaikuttavat hiilen sitoutumiseen ja pysymiseen maaperässä (Jandl ym. 2007).

Soiden ja metsien lajien heikentyneen tilanteen vuoksi biotaloustavoitteiden ja luonnon monimuotoisuutta koskevien tavoitteiden saavuttaminen samanaikaisesti on haastavaa ja vaatii huolellista suunnittelua. Lisäksi lajiston monimuotoisuuden kannalta tärkeimpien alueiden suojelu ei ole yksinään riittävä toimenpide turvaamaan ekosysteemien tarjoamia hyödykkeitä ja palveluita, vaan suojelusuunnittelussa on oleellista huomioida myös ekosysteemipalvelut (Kareiva ja Marvier 2003). Parhaan mahdollisen puuntuoton saavuttaminen pienimmillä mahdollisilla kielteisillä vaikutuksilla luonnon monimuotoisuuteen ja hiilivarastoihin ei ole yksioikoista, sillä yhdeltä kannalta ihanteellinen vaihtoehto voi olla toiselta kannalta ajatellen huono vaihtoehto (Hauer ym. 2010, Sacchelli ym. 2013, Mönkkönen ym. 2014, Forsius ym. 2016, Triviño ym. 2017). Edellä mainittujen näkökulmien kannalta ei vaikuttaisi olevan yhtä sopivinta metsänhoitomenetelmää. Jos puuntuottotavoitteesta voidaan hieman tinkiä, metsien monikäyttöisyysarvoa ja erityisesti monimuotoisuutta on mahdollista parantaa paljon (Triviño ym. 2017). Paras vaihtoehto lienee yhdistellä menetelmiä, jolloin metsään jää monipuolisesti erilaisia elinympäristöjä ja alueellisella tasolla luontoarvot ja ekosysteemipalvelut tulevat huomioiduksi mahdollisimman hyvin (Schwenk ym. 2012). Pirstoutuneessa maisemassa elinympäristölaikkujen välisten ekologisten yhteyksien säilyttäminen on tärkeää (Beeby 1993). Laikkujen välistä kytkeytyneisyyttä voidaan parantaa maisematason suunnittelulla (Matveinen ym. 2015). Metsänhoidon huolellinen maisematason suunnittelu onkin tärkeää metsäluonnon monimuotoisuuden ja kaikkien ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi (Schwenk ym. 2012, Mönkkönen ym. 2014, Hohti ym. 2020).

Alueellista suunnittelua luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi voidaan tehdä eri mittakaavoissa. Maisematason suunnittelussa voidaan huomioida tarkastelualue osana ekologista verkostoa. Paikallisesti voidaan rajata suojeltavia alueita uhanalaisten lajien levinneisyysalueiden ja esiintymistiheyksien mukaan (Denoël ja Ficetola 2015), kun taas alueellisesti ja maailmanlaajuisesti voidaan tunnistaa ja rajata luonnon monimuotoisuuden tärkeimpiä

keskusalueita (Myers ym. 2000). Kartoittamalla ja arvottamalla lisäksi ekosysteemi-palveluita saadaan selville, millä alueilla on ristiriitaisia käyttöpaineita. Erilaisten tavoitteiden yhteensovittamiseksi ja parhaiden mahdollisten ratkaisujen löytämiseksi voidaan hyödyntää paikkatietopohjaisia mallinnusmenetelmiä. Näin saadaan arvokasta tietoa päätöksentekoa ja alueellista suunnittelua varten (ks. esim. Hauer ym. 2010, Sacchelli ym. 2013, Forsius ym. 2016).

2.4 Maakuntakaavoitus ja sen rooli luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden turvaamisessa

2.4.1 Luontoarvot ja ekosysteemipalvelut maakunnan alueellisessa suunnittelussa

Alueidenkäytön suunnittelu on tärkeää muuttuvan alue- ja yhdyskuntarakenteen sekä ympäristökysymysten huomioimistarpeen vuoksi (Pitkäranta 2002). Maankäyttö- ja rakennuslaissa (MRL 132/1999) säädetään alueidenkäytön suunnittelujärjestelmästä. Siihen kuuluvat kuntatasolla yleiskaava ja asemakaava, maakunnassa tai sen osa-alueella maankäyttöä ohjaava maakuntakaava sekä valtioneuvoston hyväksymät valtakunnalliset alueidenkäyttöä ja aluerakennetta koskevat tavoitteet (MRL 4 §). Maankäyttö- ja rakennuslain soveltamista käsittelevän oppaan (Pitkäranta 2002) mukaan maakuntakaavassa esitetään alueidenkäyttöratkaisut seudullisesti, maakunnallisesti ja valtakunnallisesti arvokkaiden luontokohteiden turvaamiseksi. Alueidenkäyttöratkaisuihin tulee tähdätä riittävän pitkälle tulevaisuuteen, jotta luonnon monimuotoisuuden ja ekologisten verkostojen kannalta keskeiset alueet ja yhteydet sekä ekosysteemipalvelut saadaan turvattua maankäytön muuttuessa. Maakuntakaavassa esitetään alueidenkäyttöratkaisut noin 10–20 vuodeksi (Pitkäranta 2002).

Luonnon- ja maisemansuojelussa sekä kestävän kehityksen edistämisessä maakunnallinen suunnittelu on tärkeässä asemassa. Luonnon monimuotoisuuden ja ekologisten verkostojen toimivuuden turvaaminen edellyttää samanaikaisia tai muuten yhteen sovitettuja ratkaisuja useamman kunnan alueella. Luontokohteen

arvottaminen on myös tarkoituksenmukaisempaa seudullisella tai maakunnallisella tasolla kuin kunnallisella tasolla, sillä silloin voidaan arvioida kohteen merkitys osana laajempaa ekologista verkostoa (Pitkäranta 2002). Myös arvokkaat maisema-alueet ulottuvat tyypillisesti kuntarajojen yli (Pitkäranta 2002), joten kaavatasoista nimenomaan maakuntakaavalla on keskeinen rooli maisemien säilyttämisessä. Maankäytön muutoksia koskevan tapauskohtaisen harkinnan lisäksi maankäytön suunnittelun tulisikin perustua kokonaisnäkemykseen tai strategiaan, joka olisi tukena tapauskohtaisessa harkinnassa (Ekroos ja Warsta 2012). Maakuntakaavassa voidaan esittää tällainen kokonaisnäkemys luonnon-suojelualueiden verkostosta ja ekosysteemipalveluiden turvaamista edistävästä alueidenkäytöstä.

Maakuntakaavoitusta kehitettäessä tulee ottaa huomioon maakuntatason alueidenkäytön suunnitteluun vaikuttavat kansainväliset, valtakunnalliset, ylimaakunnalliset, maakunnalliset, seudulliset ja ylikunnalliset suunnittelutarpeet (Pitkäranta 2002). Pariisin ilmastopöytäkirja (SopS 75/2016), biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (SopS 78/1994), Agenda 2030 -toimintaohjelmassa (A/RES/70/1) esitetyt YK:n kestävän kehityksen tavoitteet, eurooppalainen maisemayleissopimus (SopS 14/2006) ja muut kansainväliset sopimukset ja velvoitteet huomioidaan MRL 22 §:n mukaisissa valtakunnallisissa alueidenkäyttötavoitteissa. 1.4.2018 voimaan tulleiden valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden mukaan maakunnan suunnittelussa tulee edistää luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden alueiden ja ekologisten yhteyksien säilymistä, huolehtia valtakunnallisesti arvokkaiden kulttuuriympäristöjen ja luonnonperinnön arvojen turvaamisesta, virkistysalueiden riittävydestä ja viheralueverkoston jatkuvuudesta, luoda edellytykset bio- ja kiertotaloudelle, edistää luonnonvarojen kestävästä hyödyntämisestä sekä huolehtia metsätalouden kannalta merkittävien yhtenäisten metsäalueiden säilymisestä. Lisäksi tulee luoda edellytykset vähähiiliselle ja resurssitehokkaalle yhdyskuntakehitykselle (Vnk 2017). Valtakunnalliset ja muut maakuntaa koskevat

alueidenkäyttötavoitteet sovitetaan yhteen maakuntakaavassa siten, että maakuntakohtaiset erityistarpeet tulevat huomioiduksi. Maakuntakaava tulee myös mahdollisuuksien mukaan sovittaa yhteen ympäröivien alueiden maakuntakaavojen kanssa (MRL 28 §, Pitkäranta 2002).

Valtakunnallisiin alueidenkäyttötavoitteisiin sisältyy siis luontoarvoja ja ekosysteemipalveluita koskevia suunnitteluperiaatteita, vaikka ekosysteemipalvelun käsitettä ei mainita varsinaisissa tavoitteissa. Tavoitteita koskevan valtioneuvoston päätöksen taustoituksissa tuodaan esille metsien keskeinen rooli ilmastonmuutoksen hillinnässä ja riski ekosysteemipalveluiden nopealle heikkenemiselle, jos ekosysteemien sopeutumiskyky ylitetään (VNK 2017). Luonnonvarojen hyödyntämisen kestävyyttä koskevan tavoitteen voidaankin tulkita tarkoittavan esimerkiksi ilmastosäätelypalvelun kannalta kestävää metsien käyttöä.

2.4.2 Maakuntakaavan sisältövaatimukset

Maankäyttö- ja rakennuslaki edellyttää, että yhdyskuntarakenne, liikenneyhteydet ja muu maankäyttö suunnitellaan luonnon kannalta kestävästi ja huolehtien, että maankäytöllä on mahdollisimman vähän haitallisia vaikutuksia luontoon (MRL 28 §, Pitkäranta 2002). Laissa maakuntakaavalle annettujen sisältövaatimusten mukaan kaavoituksessa tulee kiinnittää huomiota maiseman, luontoarvojen ja kulttuuriperinnön vaalimiseen, alueidenkäytön ekologiseen kestävyYTEEN, vesi- ja maa-ainesvarojen kestäväan käyttöön ja virkistysalueiden riittävyYTEEN (MRL 28 §). Maankäyttö- ja rakennuslain soveltamista koskevan oppaan (Pitkäranta 2002) mukaan ekologisesti kestäväällä alueidenkäytöllä tarkoitetaan, että alueidenkäytössä ja toimintojen sijoittamisessa huomioidaan esimerkiksi ihmistoiminnasta riippumattomien luontoalueiden säilyminen, luontoalueiden välisten yhteyksien turvaaminen ja luontoon kohdistuva kuormitus. Laissa mainittuihin luontoarvoihin sisältyvät eliölajeihin ja niiden monimuotoisuuteen liittyvät arvot, maa- ja

kallioperän geomorfologiset ja geologiset arvot sekä luonnonvesien arvot (Pitkäranta 2002).

Riittävän laajojen luontoalueiden ja niiden välisten ekologisten yhteyksien osoittaminen maakuntakaavassa on maankäyttö- ja rakennuslain soveltamisoppaan (Pitkäranta 2002) mukaan tärkeää nopeasti kasvavien yhdyskuntarakenteiden lähialueilla ja muilla sellaisilla alueilla, joilla alueidenkäyttöpaineet muihin tarkoituksiin ovat suuret. Erityisesti laaja-alaista alueidenkäyttöä vaativilla elinkeinoilla, kuten metsätaloudella, turvetuotannolla, maa-ainesteollisuudella ja energiantuotannolla, on maakunnallisia ja seudullisia vaikutuksia luontoarvoihin, maisemaan ja luonnonvarojen käyttöön. Tällaisten tuotannonalojen tarpeet tulee sovittaa yhteen luonnonvarojen kestävästä käytöstä sekä luontoarvojen ja maiseman vaalimisesta koskevien maakuntakaavan sisältövaatimusten kanssa (Pitkäranta 2002).

Maakuntakaavan sisältövaatimukset siis edellyttävät, että maakuntakaavaa laadittaessa huomioidaan tiettyjä ekosysteemien tarjoamia tuotanto- ja kulttuuripalveluita, vaikka ekosysteemipalveluiden käsitettä ei mainitakaan vuonna 1999 annetussa maankäyttö- ja rakennuslaissa. Alueidenkäytön ekologista kestävyttä koskevan sisältövaatimuksen voidaan luultavasti tulkita tarkoittavan myös ylläpito- ja säätelypalveluiden huomioimista. Osa ekosysteemipalveluita koskevista sisältövaatimuksista voi tukea luontoarvojen säilymistä. Esimerkiksi maakunnallisia kulttuurimaisemia vaalimalla voidaan edistää perinnebiotooppien monimuotoisuutta. Maankäyttö- ja rakennuslain soveltamista käsittelevän oppaan (Pitkäranta 2002) mukaan velvoite kiinnittää huomiota virkistykseen soveltuvien alueiden riittävyyteen voi puolestaan usein edistää myös luontoarvojen ja maisemien säilymistä, sillä maakuntakaavan mittakaavassa virkistykseen alueidenkäyttökysymykset liittyvät pääasiassa luontoympäristöihin ja usein virkistykseen soveltuvat alueet sijaitsevat nimenomaan luontoarvoiltaan tai maisemaltaan arvokkailla alueilla. Ulkoilusta aiheutuvat haitalliset ympäristövaikutukset tulee kuitenkin huomioida näiden alueiden suunnittelussa. Virkistykseen liittyvä alueidenkäytön suunnittelutarve painottuu tiheimmin asuttujen alueiden lähelle ja

virkestysarvoiltaan vetovoimaisimmille alueille, kuten suurten järviolueiden rannoille (Pitkäranta 2002).

2.4.3 Maakuntakaavan esitystapa

Maakuntakaava esitetään yhdellä tai useammalla kartalla, jossa alueidenkäyttöä ohjataan kaavamerkinnöillä ja -määräyksillä. Maakuntakaavan merkinnät perustuvat ympäristöministeriön asetukseen maankäyttö- ja rakennuslain mukaisissa kaavoissa käytettävistä merkinnöistä (342/2000), mutta tarvittaessa kaavoissa voidaan käyttää myös muita merkintöjä (Haapanala ym. 2002). Arvokkaiden luontoalueiden merkintään soveltuvia asetuksen mukaisia maakuntakaavamerkintöjä ovat kehittämisperiaatemarkinnat, kaavan osa-alueiden erityisominaisuuksia kuvaavat merkinnät sekä aluevaraus- ja kohdemerkinnät (Uusitalo 2006).

Aluevarauksilla ja niihin rinnastettavilla pistemäisillä kohdemerkinnöillä osoitetaan pääasiallinen käyttötarkoitus sellaisille alueille, jotka on tarpeen esittää kaavassa valtakunnallisten tai maakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden toteutumisen vuoksi tai joiden suunnitellun käytön toteutuminen vaatii vähintään kahden kunnan alueidenkäytön yhteensovittamista (Haapanala ym. 2002). Tavoiteltava luonnonsuojeluverkosto esitetään maakuntakaavassa nykyisten suojelualueiden, uusille suojelualueille varattavien alueiden ja muiden kaavamerkintöjen avulla. Maakuntakaavan osa-alueiden erityisominaisuuksia osoittavilla merkinnöillä voidaan muun muassa korostaa luontoon, maisemaan, kulttuuriin ja luonnonvarojen käyttöön liittyvien arvojen kannalta seudullisesti tärkeitä alueita (Haapanala ym. 2002, 2009, YM 2003a). Näiden alueiden pääkäyttötarkoitus voi olla muu kuin suojelu (Söderman ym. 2012), mutta alueiden erityisominaisuudet tulisi ottaa huomioon maankäyttöä suunniteltaessa (YM 2003a). Yleispiirteisellä kehittämisperiaatemarkinnalla voidaan esittää kaavassa maakunnan tavoitellun kehityksen kannalta merkittäviä alueita, joiden kehittämistarpeet tulee ottaa huomioon muussa suunnittelussa (YM 2003a,

Haapanala ym. 2009). Yksityiskohtaisemmat aluevaraustarpeet ja muut alueiden käyttöä koskevat järjestelyt tulisi tällöin selvittää kuntatasolla ja muun alueiden käytön suunnittelun yhteydessä (YM 2003a).

Kaavamerkinnällä osoitettua käyttötarkoitusta tai -periaatetta voidaan tarkentaa kaavamääräyksillä, joita ovat suunnittelu-, rakentamis- ja suojelumääräykset (Haapanala ym. 2002). Maakuntakaavamääräys voidaan antaa koskemaan yksittäisiä alueita, osa-aluemerkinnöin tai kehittämisen kohdealuemerkinnöin rajattua kaavan osa-aluetta, yhtä tai useampaa maankäyttöluokkaa tai koko kaavan kattamaa aluetta (YM 2003a). Pällekkäin esitettäessä erityyppiset merkinnät ja määräykset täydentävät toisiaan (Pitkäranta 2002, YM 2003a).

Rakentamis- ja suojelumääräykset koskevat maankäyttöä suoraan, kun taas suunnittelumääräykset koskevat kuntakaavoitusta ja toteuttavaa viranomais-suunnittelua (YM 2003a). Suunnittelumääräyksellä voidaan velvoittaa alueen luonnonkauneuden, geologisten muodostumien sekä erikoisten luonnonolojen ja -esiintymien säilymisen sekä toimintojen ympäristövaikutusten huomioimiseen yksityiskohtaisemmassa alueidenkäytön suunnittelussa. Alueiden käyttötapaan ja -määrään sekä kaavaa toteuttavan toiminnan ajoitukseen voidaan vaikuttaa suunnittelumääräyksillä yksityiskohtaisemmassa kaavoituksessa ja tarvittaessa myös maakuntakaavoituksessa (Haapanala ym. 2002, YM 2003a, 2003b). Suojelumääräyksen avulla on mahdollista turvata ympäristöarvojen säilyminen tilapäisesti, kunnes alueen suojelu toteutetaan luonnonsuojelulain nojalla tai kuntien kaavoituksessa. Lisäksi suojelumääräyksellä voidaan turvata sellaiset maakunnallisesti merkittävät luontoarvot, joita ei ole suojeltu eikä ole tarkoitus suojella luonnonsuojelulain nojalla (Haapanala ym. 2002, YM 2003a). Rakentamismääräyksellä voidaan puolestaan täsmentää maakuntakaavan sisältöä muun muassa kaavaan merkityillä suojelu- ja virkistysalueilla, joilla on lähtökohtaisesti voimassa rakentamista suoraan ohjaava ehdollinen rakentamisrajoitus (MRL 33 §). Alueidenkäytön ohjaus kaavamääräyksillä on sitä tarpeellisempaa ja

vaikuttavampaa, mitä väljempää vaatimuksia erityislainsäädännössä on alueiden käytölle (YM 2003a).

Sopiva esitystapa alueidenkäyttöratkaisuille riippuu suunnittelutilanteesta ja ohjaustarpeesta. Kaavan esitystapavalinnoilla voidaan painottaa muutoksen edistämistä tai nykyisten luontoarvojen säilyttämistä. Lisäksi voidaan painottaa joko aktiivista ohjaamista osoittamalla haluttu kehityksen suunta tai reagoivaa ohjaamista asettamalla rajoituksia ja reunaehtoja maankäytölle ja jättämällä yksilöity alueidenkäyttö määriteltäväksi yksityiskohtaisemmassa suunnittelussa. Maakuntakaavassa voidaan esittää aktiivisia, reagoivia, muutosta edistäviä ja nykyistä säilyttäviä merkintöjä samaan aikaan (Pitkäranta 2002, YM 2003a).

2.4.4 Maakuntakaavan tulkinta ja ohjausvaikutukset

Maakuntakaavassa tulee antaa kestävä alueidenkäytöllinen pohja maakunnan kehittämiselle sekä kuntien ja viranomaisten maankäyttöä koskevalle suunnittelulle (Pitkäranta 2002). Yleiskaavojen ja asemakaavojen kattamilla alueilla maakuntakaava ei ole voimassa, mutta se ohjaa kuntakaavojen laatimista ja muuttamista (MRL 32 §). Maakuntakaavan painopiste on maakunnan kannalta keskeisessä maankäytön suunnittelussa, ja esitetyt maankäyttöratkaisut täsmentyvät yksityiskohtaisemmassa suunnittelussa ja maankäytön muuttamiseen liittyvissä lupamenettelyissä (Haapanala ym. 2002). Maakuntakaavan tulee olla riittävän yleispiirteinen, jotta kuntien ja viranomaisten tekemässä suunnittelussa on liikkumavaraa paikallisten tarpeiden huomiointiin. Sisällön ja esitystavan lisäksi myös maakuntakaavan tulkinta on yleensä yleispiirteistä (Pitkäranta 2002). Suojeluun liittyvien aluevarausten ja suojelumääräysten tulkinta on tosin suojeluarvojen sijoittumisen takia täsmällisempää kuin muiden maakuntakaava-merkintöjen tulkinta (Haapanala ym. 2002). Suojelumääräys sitoo sellaisenaan päätöksentekoa (Haapanala ym. 2009) ja koskee myös toimenpiteitä, joihin ei vaadita erillistä lupaa (Haapanala ym. 2002).

Maankäyttö- ja rakennuslain mukaan kuntien ja valtion viranomaisten tulee huomioida maakuntakaava alueidenkäyttöön liittyvissä suunnitelmissa ja suunnitelmien toteuttamispäätöksissä, pyrkiä edistämään kaavan toteutumista ja huolehtia, etteivät hankkeet heikennä edellytyksiä kaavan toteutumiseen (MRL 32 §). Viranomaiset ohjaavat resursseja pyrkien muun muassa parantamaan ympäristön tilaa, ja tässä ohjauksessa maakuntakaava voi olla tukena (Haapanala ym. 2009). Maankäytön muutokset edellyttävät yleensä viranomaisen myöntämää lupaa tai ilmoituksen tekemistä (Ekroos ja Warsta 2012), ja maakuntakaava voi tietyissä tapauksissa vaikuttaa lupapäätöksiin sekä muihin maankäyttöä koskeviin viranomaispäätöksiin (Haapanala ym. 2002, 2009).

Maakuntakaavan vaikutus viranomaispäätöksiin riippuu päätettävään asiaan liittyvästä lainsäädännöstä. Asian ratkaisuperusteet on voitu määritellä viranomaista sitovasti erityislainsäädännössä, ja silloin maakuntakaava ei vaikuta päätökseen. Viranomaispäätöksissä tulee ottaa huomioon maakuntakaava siinä tapauksessa, jos päätöksenteko sisältää tarkoituksenmukaisuusharkintaa (Kiviniemi 2015). Näin ollen maakuntakaava voi toimia tausta-aineistona ympäristönsuojelu-, maa-aines- ja vesilakien mukaisessa lupaharkinnassa ja lakien muussa soveltamisessa sekä perusteena ympäristötukien kohdentamiselle ja myös hoito- ja käyttösuunnitelmien laatimiselle (Pitkäranta 2002). Edellä mainittujen lakien lisäksi muita keskeisiä alueidenkäyttöön vaikuttavia erityislakeja ovat luonnonsuojelulaki, metsälaki, kaivoslaki, rakennussuojelulaki ja jätelaki (Haapanala ym. 2009).

2.4.5 Luonnonsuojelu ja ekosysteemipalvelut Keski-Suomen maakuntakaavassa

Keski-Suomessa on voimassa vuonna 2018 lainvoiman saanut tarkistettu maakuntakaava, jossa esitetään alueidenkäyttöratkaisut vuoteen 2040 asti. Maakuntakaavassa on huomioitu muun muassa Keski-Suomen strategia ja vuonna 2009 voimaan tulleet tarkistettut valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet (ks. VNK 2008, Keski-Suomen liitto 2014a, 2017b). Keski-Suomen strategia sisältää

maakuntakaavoitusta ohjaavan maakuntasuunnitelman vuoteen 2040 asti (Keski-Suomen liitto 2014a). Maakuntasuunnitelman linjaukset ovat apuna määriteltäessä maakunnan oloista johtuvia erityisiä tarpeita, jotka tulee huomioida maakuntakaavaa laadittaessa (MRL 28 §, Pitkäranta 2002). Pitkän ajan päämäärinä Keski-Suomessa on hyödyntää metsiä ja muita luonnonvaroja monipuolisesti ja kestävästi sekä kasvattaa aluetaloutta paikallisesti ja kestävästi tuotetulla energialla (Keski-Suomen liitto 2014a). Maakuntastrategian keskeisiin painotuksiin sisältyvä biotalouden edistäminen kuuluu myös vuonna 2018 voimaan tulleisiin uudistettuihin valtakunnallisiin alueidenkäyttötavoitteisiin (VNK 2017).

Maakuntakaavaan tehtävillä muutoksilla voi olla vaikutuksia luontoarvojen säilymiseen ja ekosysteemipalveluiden tilaan. Keski-Suomen maakuntakaavan tarkistuksessa kaavamerkintöjä muutettiin siten, että ne painottaisivat maakunnan strategisia tavoitteita sekä tärkeitä ja laajoja aluekokonaisuuksia. Muutoksen vuoksi kuntatason kaavasunnittelun merkitys maakuntakaavan tavoitteiden täsmentämisessä korostui. Luontoarvoja on tarkistetussa maakuntakaavakartassa turvattu osoittamalla valtakunnallisiin luonnonsuojeluohjelmiin ja Natura 2000 -verkostoon kuuluvat alueet sekä varaamalla suojelutarkoitukseen muita arvokkaita alueita (Keski-Suomen liitto 2017b). Ekosysteemien tarjoamia kulttuuri-palveluita on turvattu esittämällä kaavakartassa virkistys-, matkailu- ja maisema-alueita, virkistysalueiden laajenemissuuntia, virkistysreittejä, ulkoilun yhteys-tarpeita sekä laajempia matkailun ja virkistyksen ja kulttuuriympäristön vetovoima-alueita (Keski-Suomen liitto 2017c). Tarkistetun maakuntakaavan vaikutusten arvioinnin mukaan kaavan vaikutukset vesistöihin, luonnon monimuotoisuuteen ja luonnonvarojen kestäväan käyttöön ovat yleisesti ottaen vähäiset. Myönteisiä vaikutuksia on uusilla luonnonsuojelun aluevarauksilla ja mahdollisesti myös matkailun ja virkistyksen sekä kulttuuriympäristöjen vetovoima-alueiden merkinnöillä. Kielteisiä vaikutuksia saattavat aiheuttaa uudet liikenneyhteyks-ratkaisut ja luonnonvarojen käytön ohjaamisen vähentäminen (Savikko ym. 2017).

Ekosysteemien tarjoamia kulttuuripalveluita koskevat kaavamerkinnät voivat edistää luontoarvojen säilymistä Keski-Suomessa. Matkailun ja virkistystyksen vetovoima-alueiden merkintöihin on liitetty suunnittelumääräys, jonka mukaan näillä alueilla sijaitsevien virkistysalueiden ja reitistöjen ympäristö- ja maisema-arvot tulisi turvata (Keski-Suomen liitto 2017a). Tällaisia vetovoima-alueita on kaavakartassa varsinkin kansallispuistojen, matkailukeskusten, virkistysalueiden, vesistöjen ja venesatamien muodostamien ydinalueiden ympärillä. Matkailun ja virkistystyksen vetovoimatekijöinä on pidetty suojelualueita, kulttuuriympäristöjä, virkistysalueita ja reitistöjä, ja lisäksi vetovoimatekijöinä on voitu huomioida monimuotoisuuden kannalta tärkeitä suoalueita, kosteikkoja, lintuvesiä, ekologisia vyöhykkeitä ja hiljaisia alueita. Matkailun ja virkistystyksen vetovoima-alueiden kehittämistoimenpiteet tulee sovittaa yhteen metsien ja soiden käytön kanssa, mutta kaavamerkinnät eivät rajoita kestävästä metsätaloudesta (Keski-Suomen liitto 2017b). Tarkistettuun maakuntakaavaan lisätyt kulttuuriympäristön vetovoima-alueiden merkinnät saattavat puolestaan edistää kulttuurimaisemien ja perinnebiotooppien huomioimista alueiden suunnittelussa, mutta merkinnät eivät velvoita suojelemaan eivätkä rajoita alueiden käyttöä. Koko maakuntaa koskeva suunnittelumääräys kuitenkin edellyttää, että arvokkaat perinnemaisemat otetaan huomioon yksityiskohtaisemmassa suunnittelussa (Keski-Suomen liitto 2017b, 2017c).

Tarkistetusta maakuntakaavakartasta puuttuu kokonaisnäkemys turvetuotannon ja muiden maa-ainesten ottamisen sijoittamisesta. Aikaisemmin käytössä olleet kaavamerkinnät luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaista suoalueista, turvetuotantoalueista, turvetuotantoon soveltuvista alueista, arvokkaista geologisista muodostumista ja maa-ainesten ottoalueista poistettiin kaavakartasta (vrt. Keski-Suomen liitto 2015), koska niiden ohjausvaikutusta pidettiin epäselvänä tai heikkona (Savikko ym. 2017). Luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita alueita ja arvokkaita geologisia muodostumia esitetään sen sijaan tarkistetun maakuntakaavan alueluettelossa (Keski-Suomen liitto 2017d). Maakuntakaavan

vaikutusten arvioinnin mukaan turvetuotannon ja muun maa-aineksen oton sijoittamisen ohjaamisen puuttuminen kaavakartasta saattaa kuitenkin johtaa siihen, että maa-aineksen ottoon harkittavan suon, harjun tai muun alueen roolia maakuntatason ekologisissa verkostoissa ei oteta riittävästi huomioon lupakäsittelyssä. Riskinä on tärkeän ekologisen yhteyden katkeaminen maa-aineksen oton vuoksi, jolloin ympäröivän luonnon monimuotoisuus voi heikentyä huomattavasti (Savikko ym. 2017). Myös maakuntakaavassa esitetyt uudet liikenneyhteyksratkaisut saattavat toteutuessaan katkaista ekologisia yhteyksiä, mutta hankkeiden ympäristövaikutukset tulee kuitenkin selvittää ennen rakentamisen aloittamista (Savikko ym. 2017).

Uutena merkintänä tarkistettuun maakuntakaavaan lisättiin koko maakunnan kattava biotalouteen tukeutuvan alueen kehittämisperiaatemerkintä, joka tukee pelto- ja metsäekosysteemien tarjoamien tuotantopalveluiden turvaamista. Merkintä osoittaa lähinnä tahtotilaa maaseutuelinkeinojen toiminta- ja kehittämis-edellytysten varmistamiseen, eikä sen arvella vaikuttavan merkittävästi metsätalouden harjoittamiseen tai metsäluonnon monimuotoisuuteen (Savikko ym. 2017). Keski-Suomen strategian biotaloustavoitteisiin pääsy edellyttää kuitenkin huomattavaa lisäystä hakkuiden määrään, ja lisääntyvillä metsätaloustoimenpiteillä on todennäköisesti kielteisiä vaikutuksia metsien monimuotoisuuteen (Savikko ym. 2017, Keski-Suomen liitto 2017e). Näin ollen luonnonvarojen käytön tehostaminen voi johtaa ristiriitoihin luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden alueiden säilyttämistä koskevan valtakunnallisen alueidenkäyttötavoitteen kanssa. Lisäksi biotalouden edistämisen ilmastovaikutukset ovat ristiriitaisia: toisaalta uusiutuvien raaka-aineiden lisääntyvä hyödyntäminen Keski-Suomessa vähentää fossiilisten raaka-aineiden tarvetta, mutta samalla metsäbiomassan käytön merkittävä kasvu pienentää hiilinieluja (ks. Huttunen 2017, Keski-Suomen liitto 2017b). Maakuntakaavan alueidenkäyttöratkaisuilla voidaan ohjata hankkeiden sijoittamista siten, että kielteiset vaikutukset luontoarvoihin ja

ekosysteemipalveluihin olisivat mahdollisimmat pieniä (Keski-Suomen liitto 2017f).

2.4.6 Maakuntakaavan kehittämistarve Keski-Suomessa

Maakuntakaavalla on tarkoitus edistää Keski-Suomen strategian päämääriä, joiden mukaan metsävarojen ja muiden luonnonvarojen hyödyntäminen tulisi toteuttaa vuonna 2040 kestäväällä tavalla ja ottaen huomioon ilmastonmuutoksen hillitseminen. Keski-Suomen strategian tavoitteisiin pääsyt ei kuitenkaan arvella riittävän pysäyttämään luonnon monimuotoisuuden vähenemistä (Keski-Suomen liitto 2014b), mutta käyttämällä luonnonvaroja kestävästi tuetaan muita pyrkimyksiä monimuotoisuuden vähenemisen pysäyttämiseksi. Luonnonsuojelu toteutetaan pääasiassa lakisääteisesti, ja maakuntakaavaa voidaan käyttää luonnonsuojelulakia lievempänä suojelun ohjauskeinona (Ekroos ja Warsta 2012). Jotta rajalliset resurssit luonnonsuojeluun ja ekosysteemipalveluiden turvaamiseen saataisiin hyödynnettyä tehokkaasti, alueidenkäytön maakuntatason ohjausta olisi tarpeen kehittää. Tarkistetun maakuntakaavan mahdollisia kielteisiä ympäristövaikutuksia voitaisiin pyrkiä estämään kehittämällä ympäristöarvojen säilyttämistä tukevia kaavamerkintöjä. Makkonen ym. (2015) huomasivat, että esimerkiksi bioenergian käyttöä ilmastonmuutoksen hillitsemiskeinona edistetään Suomessa suuremmilla, selkeämmillä ja kannustavammilla ohjauskeinoilla kuin hiilinielujen turvaamista, jota ohjataan yleisellä strategiatasolla. Uusia poliittisia linjauksia ja maakunnallista alueidenkäyttöä suunniteltaessa tulisikin kiinnittää huomiota siihen, miten ristiriitaisen tai tasapainoisen kokonaisuuden erilaiset ekosysteemi-palveluita koskevat ohjauskeinot muodostavat.

Maisemaa, luontoarvoja ja kulttuuriperintöä voidaan vaalia maakuntakaavoituksen keinoin ohjaamalla niiden kannalta haitallisia toimintoja vähempiarvoisille alueille, antamalla yksityiskohtaisempaa suunnittelua koskevia kaavamääräyksiä, asettamalla arvokkaimpien alueiden käytölle reunaehdot ja rajoituksia sekä varaamalla alueita suojeltavaksi (Pitkäranta 2002). Tarkistetun maakuntakaavan

strategiseen luonteeseen sopisivat esimerkiksi luontoarvoiltaan tärkeitä ja laajoja aluekokonaisuuksia osoittavat merkinnät, jotka tukisivat kuntarajat ylittävien ekologisten yhteyksien huomioimista alueidenkäytön suunnittelussa. Tällaiset merkinnät antaisivat selkeän kokonaiskuvan arvokkaiden luontokohteiden jakautumisesta maakunnassa, kun taas nykyisen kaavakartan pistemäisistä ja pienikokoisista aluemaisista kohdemerkinnöistä kokonaisuutta on haastavaa nähdä. Luontoarvoiltaan tärkeitä aluekokonaisuuksia voitaisiin esittää samaan tapaan kuin matkailun ja virkistysalueiden vetovoima-alueita. Luonnonsuojelun aluekokonaisuudet olisivat osittain päällekkäisiä matkailun ja virkistysalueiden kanssa, sillä monella luonnonsuojelullisesti arvokkaalla alueella on myös virkistysarvoa (ks. Keski-Suomen liitto 2017b). Pelkästään luontoarvoihin perustuva merkintä olisi tarpeellinen, sillä kaikilla maakunnallisesti arvokkailla luontoalueilla ei ole maakunnallista virkistysarvoa ja virkistyskäyttöä painottava merkintä ei huomioi arvokkaita luontoalueita virkistysalueiden ulkopuolella.

Maakunnan alueidenkäytön suunnittelua varten on oleellista selvittää luonnon monimuotoisuuden ja ekologisten yhteyksien kannalta arvokkaiden alueiden sijainti, jotta niiden säilymistä voidaan edistää valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden mukaisesti. Luonnonvarojen hyödyntämistä tehostettaessa on erityisesti raaka-aineiden hankintavaiheessa tärkeää huomioida uhanalaiset luontotyypit ja lajit sekä toimenpiteiden vesistövaikutukset (esim. Keski-Suomen liitto 2014b). Ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi on vastaavasti tarpeen kartoittaa niiden alueellinen jakautuminen. Lähtökohtaisesti maakunnan luontoarvot ja ekosysteemien tarjoamat kulttuuripalvelut tulee selvittää ja huomioida maakunta-kaavan strategisen roolin mukaisella yleispiirteisellä tasolla (MRL 28 §), kun taas yksityiskohtaiset selvitykset laaditaan kuntakaavoituksessa tai lupamenettelyiden yhteydessä (Ekroos ja Warsta 2012). Lupamenettelyssä tehtävien luontoselvitysten kaltaiset selvitykset koko maakunnan laajuudelle eivät todennäköisesti sovellu maakuntakaavoituksen yhteydessä tehtäviksi, sillä selvitys voisi olla jo

vanhentunut hankkeita käynnistettäessä. Lisäksi voidaan kyseenalaistaa selvityksen tarpeellisuus toteutumattomien kaavavarauksien alueilla, ja rahoituksen saaminen tällaisille selvityksille voi olla haastavaa (Ekroos ja Warsta 2012). Näin ollen maakunnan alueidenkäyttösunnittelussa on hyötyä nopeista ja tehokkaista menetelmistä, joilla arvokkaiden luontokohteiden ja ekosysteemi-palveluiden alueellinen jakautuminen voidaan selvittää yleispiirteisesti.

Luonnonvarojen hyödyntämisen ekologista kestävyyttä ja ilmastonmuutoksen hillitsemistoimia voitaisiin tukea esittämällä maakuntakaavassa yleispiirteinen kokonaisnäkemys luonnonsuojelun painopistealueista ja alueidenkäytöstä metsien hiilivarastojen turvaamiseksi. Tässä tutkielmassa tutkittiin menetelmiä arvokkaiden luontoalueiden keskittymien ja metsien hiilivarastojen alueellisen jakautumisen arvioimiseksi maakuntakaavoituksen tueksi. Kun metsien hakkuita lisätään, maakuntakaavoitusta on tarpeen kehittää siten, että se edistäisi paremmin metsien monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden turvaamista.

2.5 Arvokkaiden luontoalueiden tunnistaminen tiheyden arvioinnin avulla

2.5.1 Menetelmät tiheyden arvioimiseen

Luontoarvokeskittymä voidaan määritellä alueena, jossa esiintyy erityisen runsaasti luontoarvoja osoittavia piirteitä. Määrittely voidaan tehdä ilmiön, ominaisuuksien tai havaintojen tiheyden mukaan. Silloin luontoarvokeskittymä on alue, joka erottuu ympäröivästä matalan tiheyden alueesta korkeamman tiheydensä takia (Nelson ja Boots 2008). Luonnonsuojelun yhteydessä keskittymät määritellään usein luonnon monimuotoisuuden tai tiettyjen lajien runsauden avulla (Dobson ym. 1997, Reid 1998, Myers ym. 2000, Orme ym. 2005). Tässä tutkielmassa luontoarvokeskittymät määriteltiin alueiksi, joilla esiintyy erilaisia arvokkaita luontokohteita tai uhanalaisia ja harvinaisia lajeja ympäröiviä alueita tiheämmin.

Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen alueellista jakautumista ja mahdollisia keskittymäalueita voidaan esittää tiheydenestimointimenetelmillä

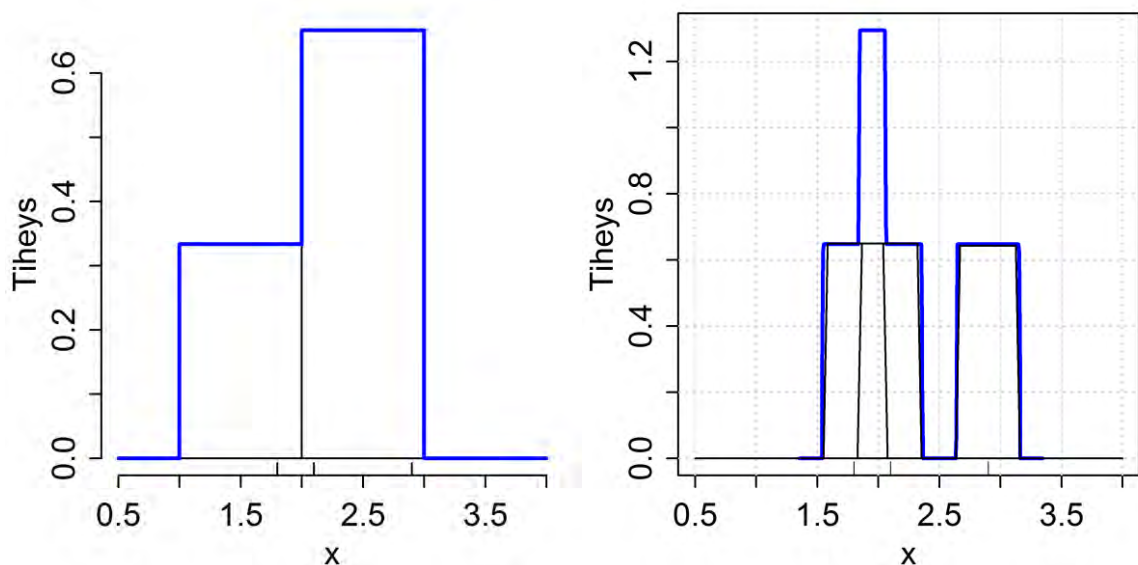
tehtyjen karttojen avulla. Tiheydenestimointi sopii hyvin aineiston esittämiseen sekä alustavaan tutkimukseen antamaan tietoa aineiston jakautumisesta ja mahdollisesta lisäaineiston keräämisen tarpeesta. Tiheysestimaattien avulla voidaan myös tehdä aineistoa koskevia johtopäätöksiä ja perustella niitä. Etuna on tulosten melko helposti ymmärrettävä esitystapa, joten näiden menetelmien avulla voidaan havainnollistaa tihentymien sijainteja yleistajuisesti (Silverman 1986, Izenman 1991).

Tiheyden estimaatti muodostetaan havainnoidun aineiston perusteella, ja tähän on olemassa sekä parametrisia että parametrittomia menetelmiä (Silverman 1986, Scott 2015). Parametrusten menetelmien etuina ovat tehokkuus ja soveltuvuus moneen tarkoitukseen. Parametrittomat menetelmät puolestaan tulee optimoida kutakin tarkoitusta varten sopiviksi, ja näiden menetelmien etuna on joustavuus (Scott 2015). Parametrittomia menetelmiä käytetään silloin, kun tiheyden estimointiin ei ole käytettävissä sopivaa parametrissa mallia (Worton 1989). Tällainen tilanne on silloin, kun aineistosta ei haluta tai voida tehdä tavanomaisia oletuksia, kuten oletusta normaalijakaumasta (Silverman 1986). Parametrin tiheyden estimointi on tehokas ja joustava tapa aineiston monihuippuisuuden, jakauman vinouden tai muiden tiheysominaisuuksien kuvaamiseen. Tällaiset ominaisuudet saattavat joskus jäädä piiloon muita menetelmiä käytettäessä (Park ja Marron 1990).

Tavallisin parametrin tiheyden estimointitapa on käyttää histogrammia (Silverman 1986). Histogrammiesityksen haasteena ovat muun muassa luokkavälin ja pylväiden sijainnin valinta, joilla voi olla suuri vaikutus lopputulokseen. Pylvään sijainnin valinnan ongelma voidaan välttää lisäämällä estimaattoriin painofunktio ja valitsemalla havainnolle jokin pienehkö vaikutusleveys h , jolloin saadaan naiivi estimaattori (kuva 2). Tuloksena on kuitenkin edelleen epäjatkuva kuvaaja. Jos naiivin estimaattorin painofunktio korvataan sileällä ydinfunktiolla, tulokseksi saadaan jatkuva ydineestimaatti, joka nähdään monessa tapauksessa edellä mainittuja parempana tapana havainnollistaa aineistoa. Ydinestimoinnin voidaan

siis ajatella olevan menetelmänä kuin yleistetty histogrammi, jossa esitystapa on portaaton.

Histogrammin avulla on myös haastavaa esittää kahden tai useamman muuttujan aineistoa, mutta ydinestimointi sopii sellaiseen tarkoitukseen yleensä hyvin (Silverman 1986). Erään tulkinnan mukaan kaikki parametrittomat tiheyden estimaattorit voidaan ajatella yleistyksinä ydinestimattoreista. Parametrittomissa menetelmissä aineiston havaintopisteen X_i vaikutus arvioitavan pisteen x tiheydestimaattiin loppuu tai vähenee hyvin pieneksi etäisyyden kasvaessa, kun taas parametrisissa menetelmissä näin ei tapahdu, vaan kaukaisetkin havainnot vaikuttavat estimaattiin (Terrell ja Scott 1992). Histogrammin, naiivin estimaattorin ja ydinestimoinnin lisäksi tiheyden estimointiin on olemassa myös monia muita lähestymistapoja, mutta tässä tutkielmassa keskityttiin tutkimaan erityisesti ydinestimointia.



Kuva 2. Kolmen havaintopisteen jakautuminen esitettynä histogrammilla (vasemmalla) ja naiivin estimaattorin menetelmällä (oikealla). X-akselille merkityt havaintopisteet ovat 1,8, 2,1 ja 2,9. Histogrammissa luokkaväli on 1,0. Jos histogrammin pylväiden sijainteja muutettaisiin 0,5 yksikköä oikealle, ensimmäinen pylväs muuttuisi toista pylvästä korkeammaksi. Naiivin estimaattorin yksittäisten havaintojen kuvaajat esitetään mustalla viivalla ja niiden summa sinisellä viivalla. Vaikutusleveys h on noin 0,25.

Ydinestimointimenetelmä sopii hyvin luonnonsuojelun painopistealueiden etsimiseen tämän tutkielman tarkoituksessa, koska käytettävien aineistojen spatiaalinen jakautuminen on monihuippuista eikä aineistojen voida olettaa noudattavan normaalijakaumaa. Portaaton esitystapa havainnollistaa aineistoa selkeällä tavalla, ja menetelmä on yleisesti saatavilla paikkatieto-ohjelmistoissa. Lisäksi ydinestimointi antaa määrällistä tietoa luontoarvojen keskittymisestä, jolloin tulokset mahdollistavat alueiden merkittävyyden vertailun.

2.5.2 Ydinestimoinnin kehitys ja soveltaminen tutkimuksissa

Ydinestimointi on tunnettu ja laajalti käytetty menetelmä tiheyden arvioinnissa (Worton 1989). Tiheysfunktion estimointia yksimuuttujaiselle aineistolle on käsitelty tieteellisissä julkaisuissa (Rosenblatt 1956, Parzen 1962) ja muissa julkaisuissa (Fix ja Hodges 1951) 1950-luvulta lähtien. Signaalinkäsittelyssä ja ekonometriassa ydinestimoinnista käytetään kehittäjiensä mukaan myös nimityksiä Rosenblatt–Parzen-ikkunan tai Parzen-ikkunan menetelmä. Ydinestimointia monimuuttujaiselle aineistolle kehittivät puolestaan Cacoullos (1966) ja Epanechnikov (1969). Ydinestimointimenetelmiä on monenlaisia ja niitä on käsitelty paljon kirjallisuudessa (Silverman 1986, Scott 2015).

Eri tutkimusaloilla on hyödynnetty innovatiivisesti ydinestimointia. Sitä käytetään usein rikosten ja liikenneonnettomuuksien keskittymäalueiden kartoittamisessa (Chainey ym. 2008, Anderson 2009, Levine 2015). Taloustieteessä ydinestimointia on käytetty palkkojen jakautumisen tutkimiseen (DiNardo ym. 1996), tietotekniikassa muotojen tunnistamiseen kuvista (Cremers ym. 2006), perinnöllisyystieteessä proteiinien ja DNA:n välisen molekyylitason vuorovaikutuksen tutkimiseen (Valouev ym. 2008) sekä tähtitieteessä gammasäteilyn mahdollisten lähteiden etsimiseen (Massaro ym. 2013). Ydinestimoinnilla on osoitettu konfliktikeskittymiä, joilla on paljon metsien käyttöön liittyviä ristiriitoja (Mola-Yudego ja Gritten 2010). Soveltamisalueisiin kuuluvat myös metsäpalojen esiintymisen mallinnus (de la Riva ym. 2004, Koutsias ym. 2004), sairauksien

levinneisyyden kartoitus (Bithell 1990) ja tuulivoiman saatavuuden ennustaminen (Jeon ja Taylor 2012, Zhang ym. 2014). Ydineestimointia on mahdollista hyödyntää ekosysteemipalveluiden tutkimisessa, ja sen avulla onkin selvitetty muun muassa virkistysalueiden saavutettavuutta (Moore ym. 2008, Zhang ym. 2011). Avuksi vesivarojen riittävyyden turvaamiseen on puolestaan kehitetty sademääriä ennustavaa mallia, joka perustuu ydineestimointiin (Sharma 2000a, 2000b).

Ekologisessa tutkimuksessa ydineestimointia käytetään erityisesti eläinten elinpiirien analysoinnissa (esim. Worton 1987, 1989, 1995, Naef-Daenzer 1993, Seaman ja Powell 1996, Laver ja Kelly 2008) sekä myös lajien levinneisyyden, runsauden ja esiintymistiheyden alueellisen jakautumisen arvioinnissa (O'Brien ym. 2012, Martins ym. 2013, Denoël ja Ficetola 2015). Koko populaation tarkasteluissa käytetään havaintoaineistoa, joka voi koostua esimerkiksi yhden uhanalaisen lajin yksilöistä tietyllä aikavälillä tehtyjen havaintojen sijaintitiedoista. Näin saadaan selville sellaiset mahdollisesti suojeluun harkittavat alueet, joissa yksilöitä on havaittu eniten (Denoël ja Ficetola 2015). Tällöin voi olla tarpeen ottaa huomioon maastossa olevat esteet, jotka rajoittavat lajin levinneisyyttä tai yksilön liikkumista (Benhamou ja Cornélis 2010, Barry ja McIntyre 2011, Denoël ja Ficetola 2015). Lisäksi ydineestimointimenetelmä sopii ekologisten verkostojen pääpiirteiden kartoittamiseen (Biondi ym. 2012, Li ym. 2016). Ydineestimointia on siis käytetty erilaisten luontoarvokeskittymien osoittamiseen myös aiemmin.

2.6 Ekosysteemipalveluiden kartoittaminen

2.6.1 Ekosysteemipalveluiden tarkastelun näkökulmat

Ekosysteemipalveluita on tutkittu monenlaisista näkökulmista. On arvioitu ekosysteemipalveluiden suuntauksia, kustannuksia ja hyötyjä, tarjontaa ja kysyntää, määrää ja rahallista arvoa sekä alueellista sijoittumista verrattuna luonnon monimuotoisuuteen. Eri ekosysteemipalveluiden ristiriitaisia käyttötarpeita ja yhteisvaikutuksia on myös selvitetty (Raudsepp-Hearne ym. 2010, Maes

ym. 2012a). Ekosysteemipalvelututkimuksissa on käytetty monenlaisia menetelmiä (Seppelt ym. 2011), jolloin tutkimukset eivät ole helposti vertailtavissa keskenään. Tutkimukset ovat rajoittuneet pääasiassa sellaisiin ekosysteemipalveluihin, joista on saatavilla valmista aineistoa, jotka ovat helposti kartoitettavia tai jotka liittyvät päätöksentekoon (Cimon-Morin ym. 2013). Eniten on arvioitu hiilen varastointia ja olemassa olevia hiilivarastoja sekä ruuantuotantoa (Seppelt ym. 2011, Martínez-Harms ja Balvanera 2012). Esimerkiksi puuntuotantoa ja virkistyspalveluita on myös kartoitettu (Martínez-Harnms ja Balvanera 2012). Ekosysteemipalveluita kartoittamalla ja arvottamalla voidaan asettaa alueita tärkeysjärjestykseen (Egoh ym. 2011) ja arvioida vaihtoehtoisten suunnitelmien seurauksia (Failing ja Gregory 2003). Tällaisista selvityksistä on hyötyä alueellisessa suunnittelussa.

Tuotetusta ekosysteemipalvelusta voidaan hyötyä paikallisesti, lähiympäristössä, maailmanlaajuisesti tai tietyssä suunnassa lähellä tai kaukana tuotantopaikkaan nähden (Balmford ym. 2008, Fisher ym. 2009). Eri mittavoissa ilmenevät esimerkiksi metsien puuntuotantopalvelusta ja ilmastonsäätelypalvelusta saatavat hyödyt. Ekosysteemipalveluiden hyötyihin ja palveluiden heikentymisestä aiheutuviin kustannuksiin voi liittyä myös ajallista eroa siten, että hyödyt ovat saatavilla heti ja kustannukset tulevat maksettavaksi viiveellä (TEEB 2010). Lisäksi ekosysteemipalvelun saatavuus voi muuttua ajan myötä (Hein ym. 2006, Balmford ym. 2008, Fisher ym. 2009), ja saatavuus vaihtelee sekä luontaisesti että ihmisen vaikutuksesta (TEEB 2010). Ennuste tiettyyn ajankohtaan asti kertyvästä kokonaismäärästä kertoo enemmän ekosysteemipalvelun arvosta kuin nykyinen vuosittainen kertymä, sillä kestävästi käytettävän palvelun arvo voi olla suuri nykyhetkessä mutta pienentyä palvelun saatavuuden vähentyessä (Balmford ym. 2008). Päätöksentekoa varten ja erilaisten ohjauskeinojen vaikutusten ymmärtämiseksi onkin tärkeää arvioida ekosysteemipalveluiden tilannetta tulevaisuudessa vaihtoehtoisten kehitysennusteiden avulla, jotta ekosysteemipalvelujen käytön kestävyys voidaan turvata (Balmford ym. 2008, TEEB 2010).

Yhden ekosysteemipalvelun edistämällä tai käytöllä voi olla myönteisiä ja kielteisiä vaikutuksia toisten palveluiden saatavuuteen. Näin ollen eri ekosysteemipalveluiden hyödyt eivät ole suoraan laskettavissa yhteen, sillä yhden palvelun kasvu voi johtaa toisen vähenemiseen (Balmford ym. 2008). Esimerkiksi vieraslajit voivat tuottaa hyvin ekosysteemipalveluita – jopa paremmin kuin kotoperäiset lajit – mutta vieraslajit ovat usein haitallisia luonnon monimuotoisuuden kannalta (Redford ja Adams 2009). Ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden alueelle antama arvo riippuukin siitä, miten eri tarkastelunäkökulmia painotetaan, ja siksi alueen merkittävyyden arvioiminen voi olla haastavaa.

Metsät tarjoavat monia keskenään vuorovaikutuksessa olevia ekosysteemipalveluita, kuten puuntuotantoa, hiilen varastointia, maisema-arvoja, kulttuuri-palveluita ja eroosion estoa. Puuston hakkuut pienentävät metsien hiilinielua ja heikentävät usein myös muita ekosysteemipalveluita. Hiilivarastojen kasvaminen taas edistää ilmaston ja vesivirtojen säätelyä, joista on hyötyä monille tuotantopalveluille. Kestävän kehityksen kannalta on tärkeää arvioida metsien ekosysteemipalveluiden määriä ja selvittää, millä alueilla ja miten paljon metsätalous on ristiriidassa muiden palveluiden säilymisen kanssa (TEEB 2010).

2.6.2 Kartoittamisessa käytettävät mittarit ja aineistot

Ekosysteemipalveluita tutkitaan erilaisten mittareiden avulla. Mitattava ominaisuus voi olla esimerkiksi monimuotoisuus, määrä, tila tai uhka. Koska yhdellä ekosysteemipalvelulla voi olla monenlaista arvoa, yhden palvelun kartoittamiseen voidaan käyttää useita mittareita. Osa ekosysteemipalveluista on mitattavissa suoraan, ja osa täytyy mitata epäsuorasti muiden ominaisuuksien kautta (TEEB 2010). Hyötyjen ja kustannusten ajallinen vaihtelu ja mittakaavan vaikutus on myös syytä ottaa huomioon ekosysteemipalveluja kartoitettaessa.

Ekosysteemipalveluista voidaan mitata palvelun käyttöä tai ekosysteemin kykyä tuottaa palvelua, ja apuna voidaan käyttää biofysikaalisia mittareita. Esimerkiksi korjatun puun määrä kuvaa ekosysteemipalvelun käyttöä, ja kestävästi

hyödynnettävissä oleva puumäärä kuvaa ekosysteemin kykyä tuottaa palvelua. Ilmastonsäätelypalvelua tutkitaan yleensä käyttämällä mittarina hiilensidontaa tai hiilivarastojen kokoa. Tällöin kartoitetaan alueelle varastoituneen hiilen kokonaismäärää tai määrätyssä ajassa alueelle varastoituneen hiilen määrää (esim. Raudsepp-Hearne ym. 2010, Burkhard ym. 2012, Maes ym. 2012b). Määrällisten biofysikaalisten mittareiden käyttö helpottaa ekosysteemipalveluiden kannalta arvokkaimpien alueiden tunnistamista (Cimon-Morin ym. 2013).

Ekosysteemipalvelututkimuksissa käytetään usein muita kuin biofysikaalisia mittareita. Esimerkiksi rahallinen arvo on yleisesti käytetty mittari (Seppelt ym. 2011). Rahallinen arvo voi olla tehokas mittari niiden ekosysteemipalveluiden arvioimisessa, joilla on markkina-arvoa (Heal 2000, Turner ym. 2003). Taloudellisen arvon määrittämisessä tarvitaan biofysikaalisia mittareita (TEEB 2010), mutta lopulta taloudellinen arvo riippuu palvelun saatavuudesta ja kysynnästä (Balmford ym. 2008). Markkina-arvojen vaikea ennakoitavuus ja markkinatalouden lyhytnäköisyys monimutkaistavatkin pitkän tähtäimen suojelusuunnittelua (Arponen ym. 2010). Lisäksi rahallisen arvon määrittäminen aineettomille ekosysteemipalveluille on haastavaa (Heal 2000, Turner ym. 2003).

Tässä tutkielmassa tarkasteltavaksi ekosysteemipalveluksi valittiin hiilivarastot, jotka ovat keskeinen osa ilmastonsäätelypalvelua. Lisäksi tarkasteltiin puuntuotantopalvelua puuston määrän avulla. Hiilivarastoilla arvioidaan olevan monia muita ekosysteemipalveluita suurempi taloudellinen merkitys (Naidoo ja Ricketts 2006, Birch ym. 2010, Newton ym. 2012). Hiilivarastojen taloudellinen arvo ja kilpailukyky verrattuna metsien ja soiden tuotantopalveluiden käyttöön, kuten metsätalouskäyttöön, riippuvat paljon hiilen vaihtelevasta hinnasta (Kremen ym. 2000, Butler ym. 2009, Nelson ym. 2009, Newton ym. 2012). Kartoittamalla ekosysteemipalveluita määrällisten biofysikaalisten mittareiden avulla vältetään rahalliseen arvottamiseen liittyvä epävarmuus (ks. Heal 2000, Cowling ym. 2008). Näin ollen ilmastonsäätelypalvelua ja puuntuotantopalvelua tarkasteltiin tässä tutkielmassa määrällisten biofysikaalisten mittareiden avulla.

Ekosysteemipalveluiden kartoittamiseen on käytetty enemmän valmiiksi saatavilla olevaa sekundaarista aineistoa kuin nimenomaan kartoitusta varten kerättyä primaarista aineistoa (Seppelt ym. 2011, Martínez-Harms ja Balvanera 2012). Tuotantopalveluille on usein saatavilla tilastotietoja, joiden avulla niitä voidaan kartoittaa tarkasti. Säätely-, ylläpito- ja kulttuuripalveluille tällaista aineistoa on harvemmin saatavilla, jolloin näiden palveluiden määrää täytyy arvioida muiden muuttujien ja mallinnuksen avulla (Maes ym. 2012a). Kun ekosysteemipalvelusta ei ole riittävästi tietoa, käytetään monesti karkeaa maanpeitetäyppikohtaista arviota ekosysteemipalvelun alueellisen jakautumisen kartoittamiseen (Eigenbrod ym. 2010, Seppelt ym. 2011). Esimerkiksi maailmanlaajuisia hiilivarastoja ja hiilen sidontaa on kartoitettu siten, että sama hiilen määrä ($t\ ha^{-1}$ ja $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$) on yleistetty kokonaisen biomin laajuudelle (Naidoo ym. 2008). Tällainen menettely soveltunee ekosysteemipalveluiden yleisten suuntausten osoittamiseen mutta ei useiden palveluiden keskittymien ja tärkeimpien alueiden tunnistamiseen. Ekosysteemipalveluiden mittarien johtaminen maankäyttö- ja maanpeiteaineistoista voi antaa epäluotettavia arvioita luonnon monimuotoisuudesta, virkistysarvoista ja hiilivarastoista. Luotettavampi arvio saadaan mallintamalla otoksen perusteella tai ilman mallinnusta perustuen kattavaan otokseen koko tutkimusalueesta (Eigenbrod ym. 2010). Maanpinnan yläpuolella olevaan kasvillisuuteen varastoituneen hiilen määriä on myös mahdollista arvioida laserkeilausaineistojen ja muiden kaukokartoitusaineistojen avulla (Patenaude ym. 2005, Asner 2009, Mascaro ym. 2011). Tässä tutkielmassa hiilen ja puuston määrä kartoitettiin julkisesti saatavilla olleiden valmiiden aineistojen avulla.

2.6.3 Metsien hiilivarastojen arvioinnissa huomioitavat asiat

Metsien hiilivarastojen koon arvioimiseksi lasketaan maanpinnan ylä- ja alapuoliseen biomassaansa sekä maaperään sitoutuneen hiilen määrä. Metsään varastoituneen hiilen määrä riippuu muun muassa metsän iästä, rakenteesta ja menneistä tapahtumista, kuten hakkuista, sekä muusta maankäytöstä ja maanpeitteen muutoksista (Nelson ym. 2009, DeLuca ja Boisvenue 2012). Nämä

tekijät vaikuttavat metsän biomassaan, lahopuun määrään, karikkeen laatuun ja kivennäismaan hiilipitoisuuteen (DeLuca ja Boisvenue 2012). Tässä tutkielmassa kivennäismailla kasvaviin metsiin varastoituneen hiilen määrä pyrittiin arvioimaan menetelmällä, joka olisi kustannustehokas ja kohtuullisen helposti toistettavissa. Maaperän hiilen määrän arviointi tehtiin pohjautuen Liskin ja Westmanin (1995, 1997a, 1997b) Suomessa tehtyihin tutkimuksiin, joiden tuloksia on hyödynnetty esimerkiksi eteläsuomalaisten kaupunkien hiilitasekartoituksessa (Rasinmäki ja Känkänen 2014). Turvemaahan varastoituneen hiilen määrän arviointiin liittyy paljon epävarmuustekijöitä (Laine ym. 2009), joten soiden hiilivarastojen arviointia ei käsitelty tässä tutkielmassa.

Kivennäismaahan kertyvän hiilen määrä vaihtelee paljon riippuen maaperän koostumuksesta ja ilmasto-olosuhteista sekä metsäpaloista, typen saatavuudesta ja muista ympäristötekijöistä (DeLuca ja Boisvenue 2012). Kivennäismaahan ja varsinkin savimaahan sitoutuneina humusaineet hajoavat hitaasti, jolloin hiiltä kertyy maaperään (Smolander 2003). Suomessa maaperän hiilimäärän on havaittu olevan yhteydessä erityisesti metsien tuottoisuuteen ja lämpötilaoloihin (Liski ja Westman 1995, 1997b). Ilmasto-olosuhteet, maanpinnalle päätyvän eloperäisen aineen laatu sekä muun muassa maaperän kosteus ja happamuus vaikuttavat hajoamisprosessin nopeuteen. Esimerkiksi koivun lehtikarike, joka sisältää paljon helppoliukoisia yhdisteitä, hajoaa nopeammin kuin havupuiden vahapintainen neulaskarike. Hiilivarastoa kasvattaa heikosti hajoavan neulaskarikkeen sisältämien ligniinin ja muiden orgaanisten yhdisteiden kertyminen maaperään (Smolander 2003). Hiilen määrää arvioitaessa on hyvä huomioida myös muun muassa maaperän kivisyys, jotta hiilipitoisuus ei tule yliarvioituksi (Liski ja Westman 1997a, Eigenbrod ym. 2009).

Maaperän hiilivarastojen kokoa arvioitaessa on myös hyvä huomioida hiilipitoisuuden vaihtelu maaperän kerroksissa. Eloperäisissä maalajeissa orgaanisen hiilen määrä saattaa kasvaa syvyyden kasvaessa, kun taas kivennäismaissa orgaanisen hiilen määrä vaikuttaisi vähenevän syvyyden kasvaessa.

(Hiederer 2009). Maaperän kerrokset voidaan jakaa karkeasti eloperäiseen humuskerrokseen, huuhtoutumiskerrokseen, rikastumiskerrokseen ja pohjamaahan, jonka alla on kallioperä (ks. Mälkönen ja Tamminen 2003, FAO 2006). Boreaalisten metsien maaperässä orgaanisen hiilen pitoisuus on suurin humuskerroksessa, kun taas humuksen alla kivennäismaassa hiilipitoisuus on alhainen. Hajoavasta karikkeesta muodostuvan eloperäisen kerroksen hiilipitoisuus Suomen olosuhteissa vaihtelee VMI-mittausten perusteella 40 prosentin tuntumassa. Kivennäismaassa 0–5 cm:n syvyydellä hiilipitoisuus on yleensä selvästi alle 10 %, 5–20 cm:n syvyydellä 1–2 % ja 20–40 cm:n syvyydellä alle 1 % (Lilja ym. 2009). Suurin osa maaperän hiilestä on kivennäismaassa 0–1 metrin syvyydellä (Jobbágy ja Jackson 2000, Smolander 2003, Lilja ym. 2009). Maalaji ja maaperän syvyys, jolle juuret ulottuvat, vaikuttavat hiilen jakautumiseen maaperän eri kerroksiin. Yli metrin syvyydellä on selvästi vähemmän hiiltä kuin pintamaassa, mutta paikoitellen määrä voi silti olla merkittävä (Liski ja Westman 1997a, Jobbágy ja Jackson 2000).

Maalaji ja maaperän paksuus ovat yhteydessä syvään maaperään varastoituneen hiilen määrään (Liski ja Westman 1997a). Laajoilla alueilla kallioperän päällä on vain ohut maakerros (GTK 2010), mutta maaperän ollessa paksu ja vettä läpäisevä hiiltä voi kulkeutua veden mukana syvälle maaperään (Liski ja Westman 1997a). Paksumia maakerroksia on savi- ja hiesutasangoilla sekä harjujen ja muiden jäätikköjoki- ja moreenimuodostumien yhteydessä. Savikerrostumien ja paikallaan pysyneen mannerjäätikön reunan eteen syntyneiden reunamuodostumien paksuus voi olla jopa useita kymmeniä metrejä. Paksu maakerros läpäisee hyvin vettä, kun se koostuu karkeasta lajittuneesta maalajista, kuten sorasta tai hiekasta. Savi ja muut hienorakeiset lajittuneet maalajit sekä moreeni läpäisevät sen sijaan huonosti vettä (Haavisto-Hyvärinen ja Kutvonen 2007). Myös hienorakeisten maalajien syvissä kerroksissa saattaa olla merkittävästi hiiltä, sillä ainakin syvien maakerrosten korkealla savipitoisuudella on havaittu olevan yhteys korkeaan hiilipitoisuuteen (ks. Jobbágy ja Jackson 2000).

Puun hiilipitoisuutena käytetään usein 50 prosenttia puun massasta (esim. Kauppi ym. 1995, Akujärvi ym. 2016). Hiilipitoisuus vaihtelee kuitenkin puun eri osissa, puulajeittain ja puun iän mukaan sekä riippuen siitä, käytetäänkö tuoreen vai kuivatun puun massaa. Hiilipitoisuus vaihtelee myös yksittäisten puiden välillä. Havupuiden hiilipitoisuus on yleisesti ottaen suurempi kuin lehtipuiden (Thomas ja Martin 2012), sillä havupuissa on enemmän ligniiniä (Lamlom ja Savidge 2003). Kuivatetun puuaineksen hiilipitoisuudeksi on mitattu pohjoisamerikkalaisilla havupuulajeilla keskimäärin 51 % ja lehtipuulajeilla 48 % (Lamlom ja Savidge 2003). Näitä lukuja on käytetty hallitustenvälisen ilmastomuutospaneelin IPCC:n ohjeissa lauhkean ja boreaalisen vyöhykkeen metsien hiilimäärien laskennalle YK:n ilmastopöytäkirjan mukaisissa kasvihuonekaasuinventaarioissa (Aalde ym. 2006). Myös muissa tutkimuksissa on saatu keskimäärin vastaavanlaisia tuloksia. Tarkempia arvioita hiilivarastojen koosta voidaan saada, kun huomioidaan hiilipitoisuuksien vaihtelut esimerkiksi eri puulajien välillä ja myös näytteen uuni-kuivauksen yhteydessä häviävä hiilimäärä (Thomas ja Martin 2012). Etelä-Suomessa keskimääräisiksi hiilipitoisuuksiksi on mitattu suo ympäristössä kasvaneella männyllä noin 52 %, kuusella 51 % ja koivulla 50 % runkopuun kuivamassasta (Laiho ja Laine 1997). Muiden puunosien hiilipitoisuudet ovat pääasiassa hieman suurempia kuin runkopuun hiilipitoisuus (Laiho ja Laine 1997, Thomas ja Martin 2012).

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

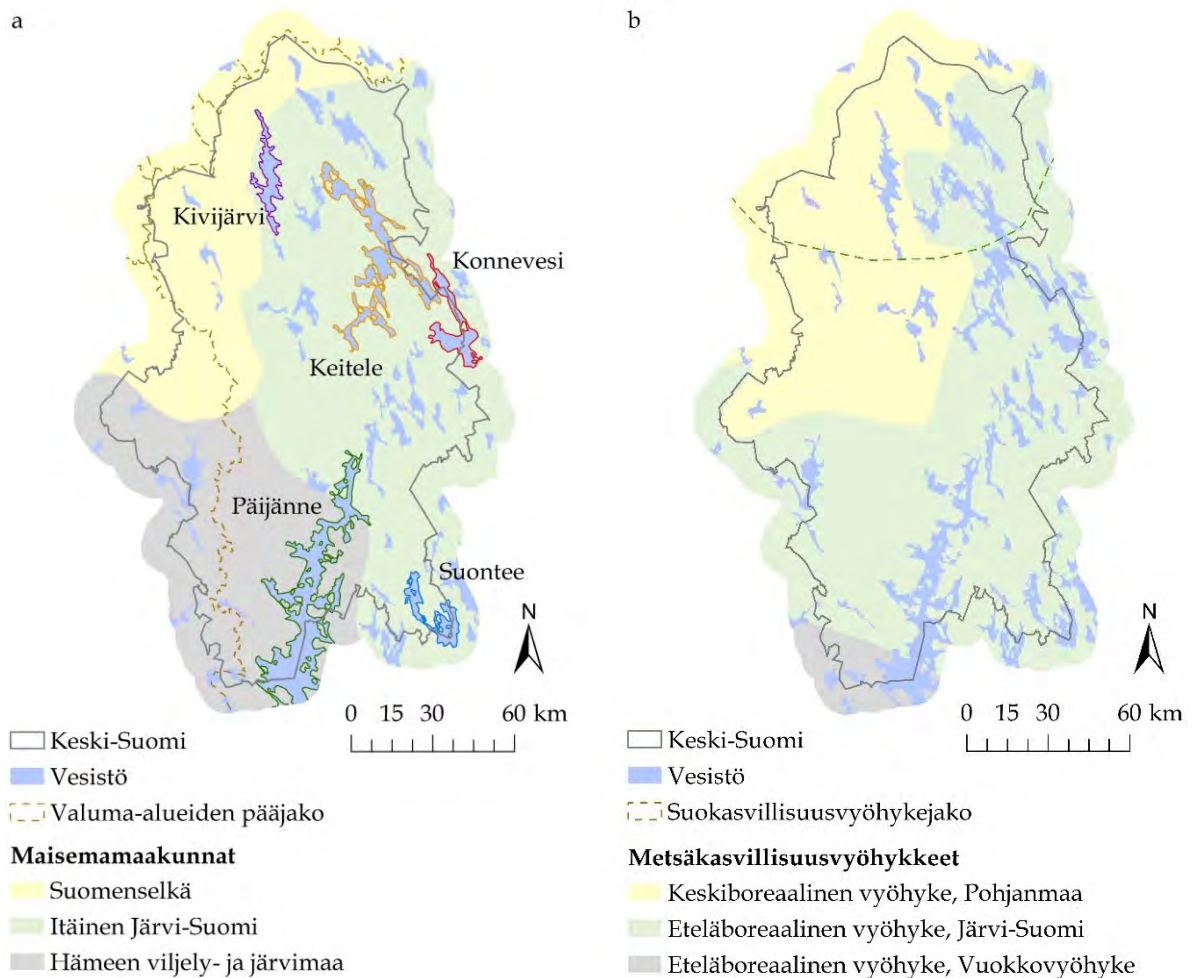
3.1 Tutkimusalue

Tässä työssä arvokkaiden luontokohteiden, lajihavaintojen, metsien hiilivarastojen ja puuston määrän alueellista jakautumista tarkasteltiin Keski-Suomen maakunnassa. Lisäksi tarkastelualueeseen liitettiin kymmenen kilometrin vyöhyke maakunnan rajojen ulkopuolelta. Tarkastelualue (61° 20' - 63° 42' pohjoista

leveyttä, 23° 55' – 26° 58' itäistä pituutta, WGS84) sisältää siis Keski-Suomen ja kyseisen vyöhykkeen. Varsinaisen tutkimusalueen eli Keski-Suomen pinta-ala on 19 933 km² ja koko tarkastelualueen 28 190 km². Paikkatietotarkasteluja varten tarkastelualue rajattiin Keski-Suomen maakunnan rajojen pohjalta käyttäen Maanmittauslaitoksen vuoden 2014 aluemuotoista Kuntajako 1:10 000 -aineistoa.

Keski-Suomen maisemassa ovat tyypillistä pienipiirteisesti vaihtelevat maastonmuodot (Saari 1999). Itäinen Keski-Suomi on matalaa mutta mäkistä järviseutua (Kersalo ja Pirinen 2009), jossa korkeusvaihtelu on poikkeuksellisen suurta Pohjois-Päijänteen ympäristössä (Saari 1999). Läntinen Keski-Suomi ja Suomenselän vedenjakaja-alue (kuva 3) ovat puolestaan muuta maakuntaa korkeampaa ja pinnanmuodoiltaan tasaista ylänköä (Saari 1999), jossa esiintyy paljon soita (Luke 2015a). Keski-Suomen kallioperä on suurelta osin vähäravinteista ja hapanta granodioriittia ja graniittia (ks. Uusitalo 2007, GTK 2015a). Sen mosaiikkimaisiin murroslinjoihin ja rapautuneisiin kohtiin on kulunut laaksoja ja järvialtaita, joita mannerjäättikkö liikkuessaan uursi syvemmiksi (Saari 1999). Vesistöjen runsaus ja suuret järvialueet ovat luonteenomaisia Keski-Suomelle. Maakunnan pinta-alasta 16 % onkin vesistöä (SYKE 2014a). Suurimmat järvet ovat etelässä Päijänne ja koillisessa Keitele, josta vedet laskevat Päijänteeseen (kuva 3). Maaperä on Keski-Suomessa enimmäkseen jääkauden muokkaamaa moreenia (Saari 1999, GTK 2010).

Mannerjään vetäytymisen pysähtyminen noin sadaksi vuodeksi synnytti Pohjois-Päijänteen länsipuolelle Sisä-Suomen reunamuodostuman, joka jatkuu Keski-Päijänteen kohdalta länteen. Reunamuodostumaan on kasautunut moreenia, hiekkaa ja soraa, ja siihen liittyy jäätikköjokien eteen kerrostuneita suistoja eli deltoja (Saari 1999, GTK 2010). Lisäksi Keski-Suomen maisemassa on kaakosta luoteeseen suuntautuvia kasaantumismuodostumia. Tällaisia ovat mannerjäättikön moreenista muovaamat selänteet eli drumliinit ja jäätikköjokien lajittelemasta maa-aineksesta kerrostuneet harjut, jotka muodostavat useita maakuntaa halkovia harjunoja (Saari 1999, GTK 2010). Harjujen yhteydessä on usein lähteitä ja muinaisia dyynialueita (Saari 1999).



Kuva 3. Suurimmat vesistöt, päävesistöalueet (valuma-alueiden pääjako) ja maisemamaakunnat (a) sekä metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeet (b) Keski-Suomessa. Suokasvillisuuden vyöhykejako kuvaava katkoviiva osoittaa yleispiirteisesti pohjoisten aapasoiden ja eteläisten viettokeitaiden rajan. Molemmissa kartoissa esitetään vesistöistä ne, joiden pinta-ala on yli 10 km². Lähdeaineistot: Maisemamaakuntajako (2015), Metsäkasvillisuusvyöhykkeet uhanalaisarviointia varten (2015), Suokasvillisuusvyöhykkeet (2015) ja Valuma-aluejako (2010), © SYKE; Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

Luonnon monimuotoisuutta lisääviä piirteitä Keski-Suomen järviseduilla ovat lehtipuuvaltaiset rantametsät, paahteiset rantakalliot ja ekologisia yhteyksiä turvaavat vesistöjen suojavyöhykkeet (Metsäkeskus 2016a). Suurinta lajiston ja luontotyyppien monimuotoisuus on Päijänteen ympäristössä. Keski-Suomessa on myös huomattava määrä pienvesiä (esim. Uusitalo 2006). Purojen, lähteiden ja

lampien välittömät ympäristöt ovat arvokkaita alueita, sillä niihin on usein keskittynyt monimuotoista lajistoa (Lammi 1993, Yrjönen 2004). Kuitenkin vain pieni osa pienvesistä on luonnontilaisia (Lammi ym. 1992).

Etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeen rajalla sijaitseva Keski-Suomi on eteläisen ja pohjoisen lajiston vaihtumisvyöhykettä, ja maakunnan alueella esiintyykin sekä eteläisiä että pohjoisia lajeja. Eteläboreaalinen metsäkasvillisuus ja viettokeitaiden suokasvillisuus vaihtuvat pohjoista kohti mentäessä keskiboreaaliseen metsäkasvillisuuteen ja Pohjanmaan aapasuokasvillisuuteen (kuva 3 b). Vaihtumisvyöhykkeellä esiintyy sekä keidas- että aapasoita ja näiden yhdistelmiä (Kovanen 1978). Metsät ovat Keski-Suomessa pääasiassa tuoretta kangasta, mutta lehtomaisia ja kuivahkoja kankaita on myös paljon. Lehtoja ja karumpia kankaita on vain pieni osuus metsäpinta-alasta. Suopinta-alasta suurimman osan muodostavat saraiset, tupasvillaiset ja isovarpuiset suotyypit sekä mustikkaiset ja puolukkaiset suotyypit. Rehevimpiä ja karuimpia suotyyppejä on suhteellisen vähän. Rehevimmät metsät painottuvat maakunnan eteläosaan, kun taas pohjoisessa ja luoteessa on karuja ja soistuneita metsiä (Luke 2015a). Vaihtelevien pinnanmuotojen takia maakunnan eteläosissa ei ole juuri yhtään suuria soita, ja Päijänteen alue onkin yksi Suomen vähäsoisimpia alueita. Varsinkin avoimia nevoja on vähän. Maakunnan pohjoisosissa soita on sen sijaan paikoin yli puolet maa-alasta. Siellä laajat, puuttomat nevat sekä kangas- ja suometsien vaihteleva mosaiikki ovat tavanomaisia (Saari 1999).

Metsät ja suot kattavat yhteensä noin kolme neljäsosaa Keski-Suomen ja koko tarkastelualueen (Keski-Suomi + 10 km) pinta-alasta (SYKE 2014a, Luke 2015a). Vuoden 2013 monilähteen valtakunnan metsien inventoinnin mukaan Keski-Suomessa on metsätalousmaata lähes 15 000 km², josta noin 3000 km² on suota ja 12 000 km² kivennäismaata. Koko tarkastelualueella on 21 000 km² metsätalousmaata, ja siitä 4000 km² on suota ja loput 17 000 km² kivennäismaata. Suurin osa metsätalousmaasta luokitellaan metsämaaksi, jossa puusto kasvaa vuosittain

vähintään kuutiometrin hehtaarilla. Lisäksi osa metsätalousmaasta on vähätuottoisia kitumaita ja joutomaita (Luke 2015a).

Keski-Suomen talousmetsien rakennetta on tarpeen parantaa ekologisesti kestävämmäksi. Lahopuuta ja palanutta puuta on vain vähän ja puulajikoostumus on yksipuolinen (Metsäkeskus 2016a, Keski-Suomen liitto 2014b). Lämpimiltään yli 10 cm:n paksuista lahopuuta oli Keski-Suomessa valtakunnan metsien 12. inventoinnissa 2014–2018 tehtyjen mittausten mukaan metsämaalla $3,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (VMI11-tuloksissa $3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Tämä oli hieman vähemmän kuin Etelä-Suomessa keskimäärin (Luke 2019a). Etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä noin 120-vuotiaissa ja sitä vanhemmissa havupuuvaltaisissa metsissä lahopuuta voi olla $60\text{--}120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ja noin 20–40 % puuston kokonaismäärästä (Siitonen 2001), mutta Keski-Suomessa vanhojen metsien määrä on vähäinen (Metsäkeskus 2016a, Keski-Suomen liitto 2014b).

Metsätalouskäytön vuoksi maakunnan kokonaissuoalasta on ojitettu noin 80 % (Luke 2019a). Vaikka uudistusojitus on käytännössä lopetettu, metsätalousalueiden vanhat ojat sekä kunnostus- ja täydennysojitus vaikuttavat edelleen soiden vesitalouteen Suomessa (Kontula ja Raunio 2018) ja Keski-Suomessa (Luke 2019b). Suot voidaan jakaa ojituksesta seuranneiden kasvillisuusvaikutusten mukaan vähiten muuttuneisiin ojikkoihin, keskivaiheen muuttumiin ja eniten muuttuneisiin, kangasmetsää muistuttaviin turvekankaisiin. Suurin osa Keski-Suomen soista on turvekankaita (Luke 2019a). Luonnontilaisia ja laajoja suoalueita Keski-Suomessa ei juuri ole jäljellä (Kovanen 1978, Peltonen ja Väliavaara 2011), mutta monilla soilla on ojittamattomia, vesitaloudeltaan luonnontilaisen kaltaisia tai ennallistamiskelpoisia osia (Peltonen ja Väliavaara 2011, ks. myös Luke 2019a).

Maakunnan alueella on eroja ilmasto-olosuhteissa. Itäisellä ja eteläisellä järvisuudella vesistöt vaikuttavat merkittävästi lämpötiloihin. Vesistöjen läheisyydessä ei esimerkiksi esiinny loppukesällä hallaa, mutta Suomenselällä sitä havaitaan lähes joka vuosi. Lisäksi suurten järvien pitkään jäättöminä pysyvät vedet

lauhduttavat alkutalvea. Etelässä Päijänteen alueella vuoden keskilämpötila on noin asteen korkeampi kuin Suomenselän alueella, ja myös talvi on lyhyempi ja kesä pidempi Päijänteen ympäristössä. Kasvukauden pituus vaihtelee maakunnan pohjoisosan noin 150 vuorokaudesta etelän noin 165–170 vuorokauteen. Vuosien 1971–2000 keskimääräinen tehoisa lämpötilasumma eli kasvukauden aikaisten lämpötilojen summa vaihteli Keski-Suomessa Suomenselän alle 1050 °C vrk:sta maakunnan eteläosan yli 1150 °C vrk:een (Kersalo ja Pirinen 2009).

3.2 Aineistot tiheyden arviointia varten

3.2.1 Valtion ympäristöhallinnon aineistot arvokkaista luontokohteista

Arvokkaiden luontokohteiden keskittymien kartoittamista varten Keski-Suomen arvokkaista luontokohteista hankittiin vektorimuotoista paikkatietoaineistoa Suomen ympäristökeskuksen Avoin tieto -palvelusta. Tutkielmassa käytettiin mittakaavan 1:20 000 aineistoja luonnonsuojelualueista, Natura 2000 -kohteista, luonnonsuojeluohjelmista, suojeltavaksi ehdotetuista soista sekä valtakunnallisesti arvokkaista kallioalueista, tuuli- ja rantakerrostumista ja moreenimuodostumista (taulukko 3). Yksittäinen luontokohde oli joko yksi yhtenäinen alue tai useista osaluueista koostuva kokonaisuus.

Luonnonsuojeluohjelmilla varataan alueita luonnonsuojeluun valtakunnallisesti merkittävien luontoarvojen säilyttämiseksi (LSL 7 §). Ohjelma-alueiden aineisto sisälsi luonnonsuojelulain 77 §:ssä tarkoitettujen suojeluohjelmien kohteet (taulukko 3), valtakunnallisesti arvokkaat maisema-alueet ja valtakunnallisen harjajensuojeluohjelman kohteet. Lintuvesien suojeluohjelman kohteista aineistossa olivat kaikki kohteet lukuun ottamatta ohjelman ehdollisia alueita (SYKE 2017).

Taulukko 3. Arvokkaiden luontokohteiden aineistot ja niiden sisältö (SYKE 2017).

Aineisto	Kohteet tutkimusalueella
Luonnonsuojelu-ohjelma-alueet, SYKE 2010	Valtioneuvoston periaatepäätösten mukaisten lintuvesien (3.6.1981), soiden (26.3.1981), harjujen (3.5.1984), lehtojen (13.4.1989), rantojen (20.12.1990) ja vanhojen metsien (3.6.1993, 7.12.1995, 27.6.1996) suojeluohjelmien kohteet ja valtakunnallisesti arvokkaat maisema-alueet (5.1.1995).
Natura 2000 -alueet, SYKE 2015	Suomen ehdottamat kohteet luontodirektiivin perusteella suojeltaviksi alueiksi (SCI, <i>Sites of Community Importance</i>), lintudirektiivin mukaiset erityiset suojelualueet (SPA, <i>Special Protection Areas</i>).
Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, Metsähallitus 2015	1) Luonnonsuojelualueet valtion mailla: kansallispuistot, luonnonpuistot sekä soiden, lehtojen ja vanhojen metsien suojelualueet. 2) Luonnonsuojelualueet yksityisomistuksessa olevilla mailla: erityisesti suojeltavien lajien esiintymisalueiden rauhoituspäätöksillä ja luontotyyppipäätöksillä rajatut alueet (LSL 29 § ja 47 §), yksityiset suojelualueet ja määräaikaisten rauhoitusalueet (LSL 25 §).
Soidensuojelun täydennysehdotus, Etelä-Suomi ja valtionmaan toteutuneet kohteet, SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016	1) Suojeltaviksi ehdotetut luontoarvoiltaan valtakunnallisesti arvokkaat suoalueet. 2) Valtioneuvoston 30.3.2015 ja 14.4.2016 hyväksymät kohteet valtion mailla: LSL:n nojalla perustetut suojelualueet, Metsähallituksen pysyvällä päätöksellä suojellut maankäyttökohteet ja alue-ekologiset kohteet.
Metsätieto, Suomen metsäkeskus 2015	Erityisen tärkeät elinympäristöt (Metsäl 10 §), kestävän metsätalouden rahoituslain (Kemera-laki) mukaisen ympäristötuen kohteet, muut arvokkaat elinympäristöt, METSO-ohjelmaan mahdollisesti soveltuvat kohteet.
Valtakunnallisesti arvokkaat moreeni-muodostumat, SYKE ja GTK 2015	Valtakunnallisesti arvokkaat drumliinit, kumpumoreenit ja reunamoreenit perustuen GTK:n ja SYKEN selvitykseen (Mäkinen ym. 2007).
Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet, SYKE 2016	Aluekohtaisten selvitysten (Husa ja Teeriaho 2007, Husa ym. 1996a, 1996b, 2001a, 2001b, 2009) mukaiset luonnon- ja maisemansuojelun kannalta arvokkaat kallioalueet.
Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat, SYKE ja GTK 2012	Valtakunnallisesti arvokkaat kohteet perustuen ympäristöministeriön, SYKEN ja GTK:n TUURA-hankkeen eli arvokkaiden tuuli- ja rantakerrostumien inventoinnin loppuraporttiin (Mäkinen ym. 2011).

Luontodirektiivin (92/43/ETY) liitteissä luetellaan Euroopan yhteisön tärkeinä pitämät luontotyytit sekä eläin- ja kasvilajit, joiden suojelemiseksi tulee osoittaa erityisten suojelutoimien alueita. Uhanalaisia lintulajeja ja muuttolintuja suojellaan puolestaan lintudirektiivin (79/409/ETY, 2009/147/EY) edellyttämällä erityisillä suojelualueilla (SPA, *Special Protection Areas*). Kyseiset luonto- ja lintudirektiivin mukaiset alueet muodostavat Natura 2000 -verkoston. Tässä tutkielmassa käytettiin paikkatietoaineistoa, joka sisälsi SPA-alueet ja Suomen ehdotukset luontodirektiivin perusteella suojeltaviksi alueiksi (SCI, *Sites of Community Importance*). Tutkimusalueen SCI-alueista tuli luontodirektiivin mukaisia erityisten suojelutoimien alueita (SAC, *Special Areas of Conservation*), kun ne otettiin Natura 2000 -verkostoon Euroopan komission päätöksellä ja 17.4.2015 voimaan tulleella ympäristöministeriön asetuksella (354/2015). SAC-alueiden rajaukset (SYKE 2016a) vastasivat tässä tutkielmassa käytettyjä SCI-alueiden rajauksia (SYKE 2015a).

Luonnonsuojelualueiden aineisto oli jaettu kahteen osaan: valtion mailla ja yksityisomistuksessa olevilla mailla sijaitseviin luonnonsuojelualueisiin. Yksityisomistuksessa olevien maiden kohteisiin kuului pysyvien luonnonsuojelualueiden lisäksi määräaikaaisesti enintään 20 vuodeksi maanomistajan ja ELY-keskuksen tai alueellisen ympäristökeskuksen välisellä sopimuksella rauhoitetut alueet (Metsähallitus 2015, LSL 25 §). Aineisto valtion maiden kohteista sisälsi laeilla ja asetuksilla perustettuja luonnonsuojelulain 10 §:n mukaisia kansallispuistoja, luonnonpuistoja ja muita luonnonsuojelualueita. Tässä tutkielmassa edellä mainittujen valtion maiden kohteiden kanssa yhdessä tarkasteltiin niitä soidensuojelun täydennysehdotuksen valtion mailla sijaitsevia kohteita, jotka oli hyväksytty suojeltaviksi (ks. taulukko 3). Muita soidensuojelutyöryhmän suojeltaviksi ehdottamia suoalueita tarkasteltiin erikseen.

Arvokkaita harjuja, kallioalueita, moreenimuodostumia sekä tuuli- ja rantakerrostumia turvataan maa-aineslailla (MAL 555/1981) ja valtioneuvoston asetuksella maa-ainesten ottamisesta (926/2005). Ennen maa-ainesten ottoa alueen luonnonolosuhteet ja toiminnan ympäristövaikutukset tulee selvittää (MAL 5 §).

Maa-aineslain 7 §:ssä tarkoitetun luonnonsuojelun kannalta valtakunnallisen merkityksen selvittämiseksi on tehty valtakunnalliset inventoinnit kallioalueista, tuuli- ja rantakerrostumista sekä moreenimuodostumista. Valtakunnallinen arvo on määritetty kunkin kohteen geologisten, biologisten ja maisemallisten sekä tarvittaessa muiden ominaisuuksien perusteella (Mäkinen ym. 2007, 2011, Husa ym. 2009). Luonnonsuojeluohjelmien aineistoon sisältyneet valtakunnallisen harjajensuojeluohjelman kohteet on valittu puolestaan geologisten, geomorfologisten ja maisemallisten ominaisuuksien perusteella huomioiden harjumuodostumien tyypillisuus, monipuolisuus, harvinaisuus ja luonnontilaisuus (Rintala ja Britschgi 2015). Valtakunnallisten inventointien tulokset toimivat taustatietona maa-ainesten ottamisen lupamenettelyssä ja muussa maankäytön suunnittelussa (SYKE 2017). Näihin selvityksiin perustuvia aineistoja valtakunnallisesti arvokkaista kohteista käytettiin tässä tutkielmassa erilaisten arvokkaiden geologisten kohteiden keskittymien esittämiseen.

Tutkielman aineistoon otetut geologisten ominaisuuksien perusteella rajatut kohteet voivat olla arvokkaita monesta syystä. Arvokkaalla kallioalueella voi olla esimerkiksi monimuotoista, harvinaista ja uhanalaista lajistoa, geologisesti huomionarvoisia kivilajeja, maisemallista arvoa lisääviä jyrkänteitä ja avokalliota sekä kulttuurihistoriaan ja virkistyskäyttöön liittyviä arvoja (Husa ym. 2009). Ranta- ja tuulikerrostumat ovat aallokon ja tuulen muovaamia muodostumia, jotka ovat syntyneet jääkauden jälkeisenä aikana varsinkin Itämeren muinaisille rantavyöhykkeille. Sisämaan dyynialueilla esiintyy paahteisten rinteiden luontotyyppisiä ja lajistoa (Mäkinen ym. 2011). Harjuissa olevat karkeiden lajittuneiden maa-ainesten kerrostumat ovat tärkeitä alueita pohjaveden muodostumisen kannalta (Saarnisto ym. 1994), ja harjumetsien valorinteet on luokiteltu Etelä-Suomessa vaarantuneiksi (Kontula ja Raunio 2018). Moreenimuodostumat ovat pääosin moreenista eli erikokoisista kiviaineksista, maaperän kerrostumista ja kallioperän rapautumistuotteista koostuvia kumpuja ja selänteitä. Moreenimuodostumilla on geologisen monimuotoisuuden lisäksi

maisemallista ja biologista arvoa niiden korkeiden selänteiden, paikoittain avoimien kasvillisuustyyprien, varjorinteiden ja niiden ravinteikkaalla maaperällä olevien lehtojen ja lettojen vuoksi. Moreenimuodostuma-alueilla voi olla paikoin merkittäviäkin pohjavesivarantoja (Mäkinen ym. 2007).

3.2.2 Metsätieto yksityismaiden arvokkaista metsikkökuvioista

Suomen metsäkeskuksen metsätietojärjestelmästä saatiin tätä tutkielmaa varten vektorimuotoista paikkatietoaineistoa yksityisomistuksessa olevien metsien arvokkaista luontokohteista (taulukko 3). Aineistossa metsävaratiedot ilmoitettiin metsikkökuvioittain. Yksi kuvio on yleensä noin 1–3 hehtaarin kokoinen subjektiivisesti rajattu puuston ja kasvupaikan ominaisuuksiltaan sekä metsänhoitotarpeiltaan yhtenäinen metsäalue. Tässä tutkielmassa käytettiin metsikkökuvioita, jotka oli merkitty erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi eli METE-kohteiksi (MetsäL 10 §), muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi tai kestävän metsätalouden määräaikaisen rahoituslain (ns. Kemera-lain) 19 §:n nojalla rahoitetuiksi ympäristötukikohteiksi. Sama metsikkökuvio voi kuulua useampaan edellä mainituista ryhmistä. METE-kohteet ja muut pienipiirteiset luontokohteet kartoitetaan pääsääntöisesti maastoinventoinneilla, mutta muutoin metsävaratieto perustuu pääasiassa kaukokartoitustietoihin (Metsäkeskus 2014).

Aineiston sisältämiin muihin arvokkaihin elinympäristöihin kuului metsänkäsittelyssä huomioitavia monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kohteita, jotka eivät täytä METE-kohteen kriteerejä (Metsäkeskus 2016b). Myös METE-kohteita saattoi olla luokiteltuna muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi (Metsäkeskus 2014). Kemera-tuen kohteista käytössä olivat aineiston luovutushetkellä marraskuussa 2015 voimassa olleiden ympäristötukisopimusten kohteet. Monet ympäristötukikohteet olivat METE-kohteita, sillä metsätalouden ympäristötukea myönnetään ensisijaisesti METE-kohteiden ominaispiirteiden säilyttämiseen (valtionneuvoston asetus kestävän metsätalouden rahoituksesta 594/2015, 25 §). Kemera-lain 19 §:n mukaan ympäristötukea voidaan myöntää lisäksi muihin toimenpiteisiin, joissa

huomioidaan monimuotoisuuden ylläpitäminen. Lisäksi aineiston arvokkaista metsikkökuvioista oli mahdollista erottaa erikseen tarkasteltavaksi kohteet, jotka saattavat soveltua Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmaan METSOon. Mahdollisesti METSO-kohteiksi soveltuvat arvokkaat metsäelinympäristöt oli tunnistettu spatiaaliseen suojelusuunnitteluun kehitetyllä Zonation-menetelmällä (Moilanen ym. 2005, Lehtomäki 2014).

3.2.3 Lajihavaintoaineisto

Uhanalaisten ja muiden mahdollisesti luontoarvoja osoittavien lajien keskittymien selvittämiseksi käytettiin ympäristöhallinnon Eliölajit-tietokannan havaintorekisteritietoja, jotka pyydettiin tätä työtä varten Suomen ympäristökeskukselta. Aineisto sisälsi valtakunnallisesti ja alueellisesti uhanalaisten lajien sekä luonto- ja lintudirektiivien lajien ja muiden ympäristöhallinnon seuraamien lajien havaintotiedot. Joistain uhanalaisista lajeista ei ollut suojelusyistä saatavilla tietoja ollenkaan (SYKE 2017). Alkuperäisessä Suomen ympäristökeskukselta saadussa tarkastelualueen (Keski-Suomi + 10 km) kattavassa paikkatietoaineistossa oli noin 12 800 havaintoa yli tuhannesta lajista. Vanhimmat havainnot olivat 1800-luvulta, mutta yli kaksi kolmasosaa havainnoista oli tehty 2000-luvulla. Havaintotiedot (taulukko 4) oli tallennettu kullekin lajille havaintopaikoittain. Tarkat sijaintitiedot esitettiin yhden metrin tarkkuudella. Muut ilmoitettiin havaintoruuduittain siten, että annettiin sen ruudun lounaiskulman koordinaatit, jossa havainto oli tehty. Jos havaintopaikan sijainnista tiedettiin vain paikkakunta, sijaintitietojen tarkkuudeksi oli merkitty 10 000 m. Havaintoaineiston valtakunnalliset uhanalaisuustiedot perustuivat Suomen lajien neljanteen uhanalaisuusarviointiin (Rassi ym. 2010). Lisäksi saatavilla olivat alueellisen uhanalaisuuden luokitukset Suomen sisäisille vyöhykkeille siltä osin kuin arviointeja oli tehty ja tietoja päivitetty Eliölajit-tietokantaan.

Taulukko 4. Tutkimusalueen lajeja koskevat havaintokohtaiset tiedot, joita käytettiin Eliölajit-tietojärjestelmän lajihavaintoaineiston tarkastelussa ja rajaamisessa.

Havaintotieto	Vaihtoehdot
Eliöryhmät	Hämähäkkieläimet; jäkälät; kaksisiipiset; koskikorennot; kovakuoriaiset; kärsäkorennot; linnut; luteet; nilviäiset; nisäkkäät; perhoset; pistiäiset; putkilokasvit; ripsiäiset; sammakkoeläimet; sammalet; sienet; sudenkorennot; verkkosiipiset; vesiperhoset; yhtäläissiipiset
Valtakunnallinen uhanalaisuus	Äärimmäisen uhanalainen (CR); erittäin uhanalainen (EN); vaarantunut (VU); silmälläpidettävä (NT); elinvoimainen (LC); puutteellisesti tunnettu (DD); arvioimatta jätetty (NE); arviointiin soveltumaton (NA)
Alueellinen uhanalaisuus	Alueellisesti uhanalainen (RT); ei esiinny alueella; hävinnyt alueelta (RE)
Havaintopaikan tila	Paikka olemassa; ei tietoa paikan tilasta (lajin esiintyminen epävarmaa); paikka ei etsittävässä epätarkkojen tietojen vuoksi
Sijaintitiedon tarkkuus (havaintoruudun sivun pituus)	1 m; 10 m; 100 m; 1000 m; 10 000 m
Havainnon päivämäärä	Viimeisin ajankohta, jolloin laji on löydetty paikalta; viimeisin ajankohta, jolloin havaintopaikka on tarkistettu

3.3 Tiheyden arviointi

3.3.1 Ydinestimointi

Tässä työssä tutkittiin ydinestimointia (*kernel density estimation*, KDE), joka sopii sekä yhden että useamman muuttujan aineistojen jakautumisen tarkasteluun (Silverman 1986). Kaksiulotteiseen karttakoordinaatistoon sijoittuvien kohteiden

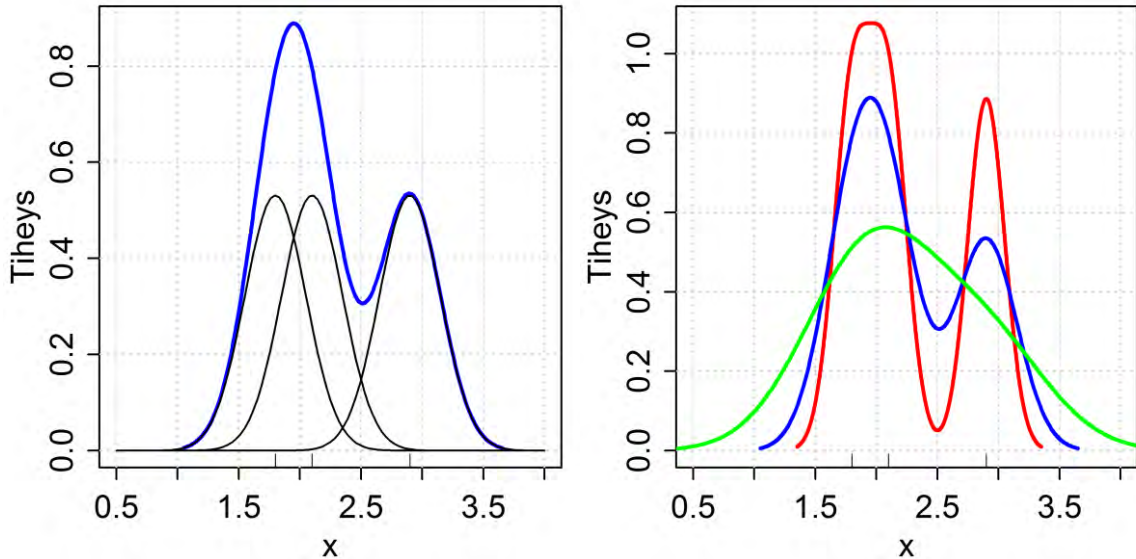
tarkastelu vaatii kahden muuttujan lähestymistavan. Ydineestimointia voidaan käyttää erillisiä kohteita tai muita epäjatkovia muuttujia sisältävien aineistojen tiheyksien arviointiin. Menetelmällä luodaan havaintopisteiden perusteella jatkuva pinta, joka esittää esimerkiksi ilmiön tai populaation ennustettua jakaumaa tutkittavalla alueella. Tiheys riippuu siitä, missä mittakaavassa aluetta tarkastellaan. Epätasaisesti jakautuneiden pisteiden tiheys on alueen joissain kohdissa keskimääräistä suurempi ja toisissa keskimääräistä pienempi. Ydineestimoinnin tuloksena saatava kartta näyttää tämän tiheyden alueittaisen vaihtelun (Longley ym. 2005). Tiheyden arvioinnissa käytettiin ArcGIS-ohjelmiston versioita 10.3.1 ja 10.6.1 (Esri Inc., Redlands, CA, USA), ja ydineestimointi tehtiin ohjelmiston *Spatial Analyst Extension* -nimisen laajennuksen ydineestimointitoiminnoilla (*Kernel Density*).

Olkoot $X_1, X_2, \dots, X_n$ riippumattomia reaalilukujen joukkoon kuuluvia havaintoja tai kohteita, joiden tiheyttä f arvioidaan. Tiheysfunktion ydineestimaattori $\hat{f}$ ydinfunktiolla (*kernel function*) K määritellään nyt seuraavalla Silvermanin (1986) esittämällä tavalla:

$$\hat{f}(x) = \frac{1}{nh^d} \sum_{i=1}^n \left\{ W_i K \left[\frac{1}{h} (x - X_i) \right] \right\}, \quad (1)$$

jossa x on tarkastelupiste, n otoskoko, h tasoitusparametri ja d ulottuvuuksien määrä. X_i ovat havaintopisteet ja W_i havaintopisteille annetut painoarvot. Pisteet X_i ja estimointipaikka x ovat paikkavektoreita, jotka määrittelevät moniulotteisten havaintopisteiden ja tarkastelupisteen sijainnit valitussa koordinaatistossa. Ydineestimoinnissa asetetaan siis otoksen kuhunkin havaintopisteeseen X_i otoskoolla n ja tasoitusparametrilla h skaalattu ydinfunktio K ja lasketaan sitten yhteen eri ytimien arvot. Toisin sanoen ydineestimaatin arvo $\hat{f}(x)$ yksittäiselle tarkastelupisteelle x saadaan laskemalla kaikkien sen kohdalla vaikuttavien havaintopisteiden X_i ydinfunktioiden pisteessä x laskettujen arvojen summa (kuva 4). Ydineestimaatin arvo on sitä suurempi mitä enemmän havaintoja on pisteen x

lähellä. Kaavasta 1 saatava otoskoolla skaalattu tiheysfunktion estimaatti on todennäköisyystiheys (*probability density*), joka voidaan muuntaa suhteelliseksi tiheydeksi kuvaamaan esimerkiksi havaintomäärää pinta-alayksikköä kohti.



Kuva 4. Ydineestimaatin $\hat{f}(x)$ muodostuminen yksittäisten ydinfunktioiden summana (vasemmalla) ja ytimen leveyden vaikutus ydineestimaattiin (oikealla), kun käytetään Gaussin ydintä. X-akselille merkityt havaintopisteet ovat kuvan 2 mukaisesti 1,8, 2,1 ja 2,9. Ytimen leveyttä säätelevän tasoitusparametrin h arvot ovat 0,15 (punainen), 0,25 (sininen) ja 0,5 (vihreä).

Havaintoaineiston lisäksi estimaatin muodostumiseen vaikuttavat ydinfunktion K muoto ja tasoitusparametrin h arvo sekä mahdollisesti käytettävä havaintopiste-kohtainen painoarvo. Tarkastellaan näistä ensin ydinfunktiota, joka määrittää ytimen muodon. Jokaisella aineiston havaintopisteellä voidaan ajatella olevan ympärillään vaikutusalue, jota ydin kuvaa. Vaikutus on yleensä suurin itse havainnon eli ytimen keskipisteen kohdalla ja pienenee etäisyyden kasvaessa. Tavallisesti ydin on muodoltaan säteittäissymmetrinen ja yksihiippuinen (Silverman 1986). Ydinfunktion vaihtoehtoja on lukuisia: esimerkkinä mainittakoon yleisesti käytetyt naiivin estimaattorin suorakaiteen muotoinen ydin (*uniform kernel*, ks. kuva 2, s. 39), kolmion muotoinen ydin, Gaussin ydin (kuva 4), Epanechnikovin ydin sekä *biweight*- ja *triweight*-ytimet (Silverman 1986, Scott 2015). Normaali-jakaumaan perustuvaa Gaussin ydintä käytettäessä havainnon vaikutusalue jatkuu

äärettömään etäisyyteen asti siten, että ytimen arvo lähestyy nollaa havaintopisteen ja tarkastelupisteen välisen etäisyyden kasvaessa. Ydinfunktioiden tehokkuudessa ei ole kovin merkittävää eroa (Epanechnikov 1969), joten laskennan nopeuttamiseksi voidaan hyvin valita myös laajuudeltaan rajoitettu ydin (Rosenblatt 1971, Silverman 1986). ArcGIS-ohjelman ydinestimointitoiminto käyttää laskennallisesti yksinkertaisempaa *biweight*-ydinfunktiota (Esri 2015a), jossa tietyn etäisyyden jälkeen kohteen vaikutus laskennan lopputulokseen häviää. Tätä etäisyyden suhteen neljännen asteen polynomifunktiota kutsutaan myös *quartic*-ydinfunktioksi. ArcGIS-ohjelman käyttämä laskentatapa perustuu Silvermanin (1986) esittämään versioon *biweight*-ydinfunktiosta K , jonka arvo lasketaan tarkastelupisteen x ja havaintopisteen X_i välisen suhteellisen etäisyyden määrittelemässä pisteessä z :

$$K(\mathbf{z}) = \begin{cases} 3\pi^{-1}(1 - \mathbf{z}^T \mathbf{z})^2 & \text{jos } \mathbf{z}^T \mathbf{z} < 1 \\ 0 & \text{muutoin.} \end{cases} \quad (2)$$

Ydinfunktio K toteuttaa ehdon (Silverman 1986)

$$\int_{\mathbb{R}^d} K(\mathbf{z}) d\mathbf{z} = 1, \quad (3)$$

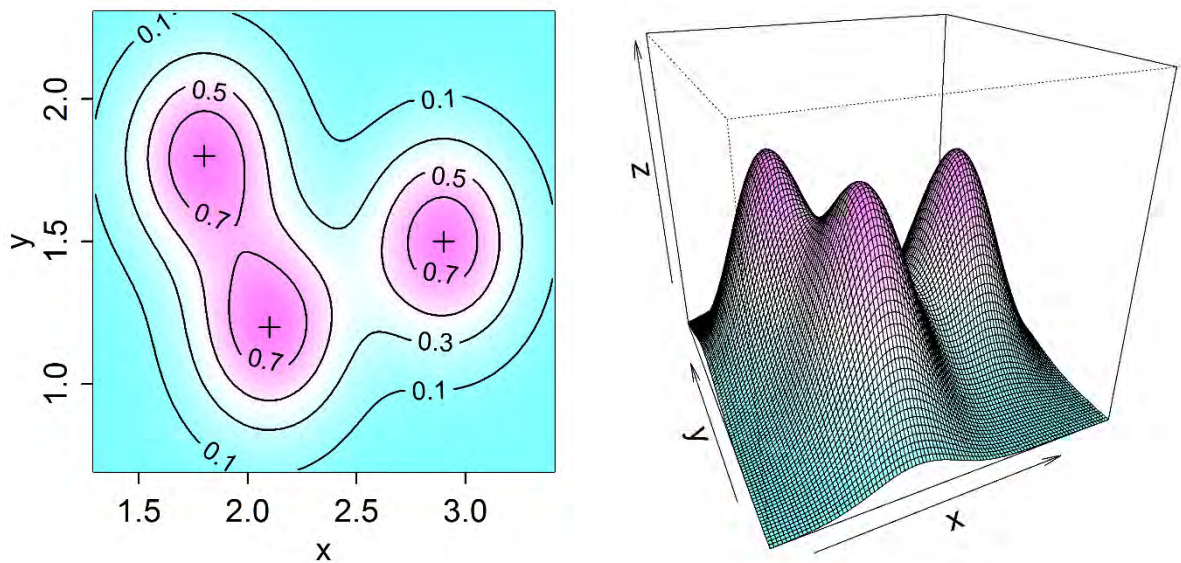
jossa $\mathbb{R}$ on reaalityökalujen joukko ja d ulottuvuuksien määrä.

Karttatarkastelut ovat tavallisesti kaksiulotteisia esityksiä (kuva 5), ja kaavoja 1 ja 2 käyttäen *biweight*-ydinestimointia voidaan kirjoittaa kaksiulotteiselle paikka-tietoaineistolle muotoon

$$\hat{f}(x, y) = \frac{1}{nh^2} \sum_{i=1}^n w_i \frac{3}{\pi} \left\{ 1 - \left[\frac{\sqrt{(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2}}{h} \right]^2 \right\}^2, \quad (4)$$

jossa $\sqrt{(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2}$ on havaintopisteen (x_i, y_i) euklidinen etäisyys estimoitavasta pisteestä (x, y) . Tiheysarvo lasketaan kaavan 4 mukaan, kun kyseinen etäisyys on pienempi kuin tasoitusparametrin h arvo. *Biweight*-

ydinfunktiota käytettäessä voidaan siis ajatella, että havainto X_i vaikuttaa ympäristöönsä tietyn valittavissa olevan etäisyyden päähän. Ydinestimoinnilla saatava tiheysarvo on suurin havaintopisteiden kohdalla, ja kunkin havainnon ympäristössä tiheys pienenee vaikutusalueen reunaa kohti. Jos havainto on tätä etäisyyttä kauempana tarkastelupisteestä x , se ei vaikuta ydinestimatin arvoon, ja ydinfunktio saa kyseisen havainnon osalta arvon nolla. Ytimen tai vaikutusalueen laajuutta kuvataan tasoitusparametrilla h (*bandwidth*). Gaussin ydintä käytettäessä ydinfunktio ei tosin saa koskaan arvoa nolla, ja tasoitusparametri määrääkin ydinfunktion keskihajonnan (Hastie ym. 2001). Parametria h kutsutaan myös silotusparametriksi (*smoothing parameter*) tai ikkunan leveydeksi (*window width*), ja ArcGIS-ohjelmistossa laajuudeltaan rajoitetun ytimen tasoitusparametrille käytetään nimitystä *search radius*.



Kuva 5. Kaksiulotteisen aineiston havaintopisteiden (x_i, y_i) jakautuminen esitettynä ydinestimoinnilla. Tiheyden havainnollistamisessa voidaan käyttää värejä ja tasa-arvokäyriä (vasemmalla) tai kolmiulotteista esitystapaa, jossa tiheys on z-akselilla (oikealla). Vaaleanpunainen väri kuvaa korkeaa tiheyttä ja turkoosi matalaa tiheyttä. Jatkuvat summapinnat muodostettiin käyttämällä Gaussin ydintä ja tasoitusparametrin (h) arvoa 1,0.

Tasoitusparametrin h valinnalla on suuri merkitys ydinestimoinnissa. Ytimen kokoa säätämällä voidaan vaikuttaa ydinestimointituloksen tasaisuuteen (kuva 4).

Suurella tasoitusparametrin arvolla saadaan tasaisempi ydinestimointipinta, jossa tiheydet ovat pienempiä ja keskittymät ovat laajempia. Pienellä tasoitusparametrin arvolla puolestaan saadaan tulospinta, jossa tihentymät ovat suppeammalla alueella ja tiheysarvoiltaan korkeampia. Näin ollen suurella tasoitusparametrin arvolla saadaan yleistävämpi lopputulos ja pientä arvoa käyttämällä voidaan esittää suurimpien keskittymien sijainti tarkemmin. Sopiva tasoitusparametrin arvo riippuu tutkimuksen tavoitteista, otoskoosta ja siitä, miten arvioitavat kohteet ovat jakautuneet tutkimusalueella (Gitzen ym. 2006). Esimerkiksi eläinhavaintojen alueellista jakautumista arvioitaessa tasoitusparametri voidaan valita lajille tyypillisen elinpiirin tai muun liikkumisalueen koon mukaan (Mosser ym. 2009, Goad ym. 2014). Jos arvioidaan luontokohteiden runsautta tietyn sattumanvaraisesti valitun pisteen ympärillä virkistyskäytön kannalta, tasoitusparametri voidaan valita sen mukaan, millä etäisyydellä oleviin kohteisiin kannattaa vielä matkustaa kyseisestä pisteestä. Tällöin ydinestimoinnin tulokartta kertoisi helposti saavutettavien kohteiden määrän ja kuinka tämä määrä vaihtelee alueittain (Moore ym. 2008, Zhang ym. 2011).

Optimaalisen tasoitusparametrin valintaan on myös kehitetty erilaisia laskentamenetelmiä, joita on esitetty tilastotieteen kirjallisuudessa ja katsausartikkeleissa (Silverman 1986, Sheather 2004, Scott 2015) sekä arvioitu ja vertailtu monissa tutkimuksissa (Park ja Marron 1990, Sheather ja Jones 1991, Chiu 1996, Jones, Marron ym. 1996a, 1996b, Gitzen ym. 2006, Heidenreich ym. 2013). Perinteisiä laskentatapoja ovat yksinkertaiset peukalosäännöt, virhefunktioista johdetut menetelmät sekä ristiinvalidointimenetelmät. Esimerkkejä perinteisistä menetelmistä ovat keskihajonnan ja ydinkohtaisen vakion avulla laskettava Silvermanin (1986) referenssitasoitusparametri normaalijakautuneille monimuuttujaisille aineistoille sekä arvioidun tiheyden $\hat{f}(x)$ ja todellisen tiheyden $f(x)$ välisen eron minimointi. Jälkimmäistä voidaan tehdä integroidun keskineliövirheen (*mean integrated square error*, MISE) avulla tai pienimmän neliösumman ristiinvalidoinnilla (*least-squares cross-validation*, LSCV), jota kehittivät

Rudemo (1982) ja Bowman (1984). Myöhemmin tasoitusparametrin valintaan on kehitetty muihin menetelmiin helposti yhdistettäviä *plug-in*-menetelmiä ja eri lähestymistapoja yhdisteleviä sekä epäsuoria menetelmiä (Jones ym. 1996a, 1996b, Sheather 2004, Heidenreich ym. 2013).

Kiinteän tasoitusparametrin sijaan voidaan käyttää suuruudeltaan vaihtelevaa tasoitusparametria, jolloin pienen tiheyden alueilla on matalampi ja laajempihuippuinen ydin, kun taas suuren tiheyden alueilla on korkeampi ja kapeampihuippuinen ydin (Silverman 1986). Vaihtelevan tasoitusparametrin käyttö voi olla sopiva vaihtoehto, kun tutkimusalue on laaja tai pistetiheys vaihtelee paljon alueittain (Silverman 1986, Brunsdon 1995). Haasteena on kuitenkin menetelmään usein vaadittavien uusien, vaikeasti arvioitavien parametrien valinta, joka saattaa joskus vaikuttaa liikaa estimointitulokseen (Scott 2015). Kiinteää tasoitusparametrin arvoa käyttäen lopputuloksessa voi olla vähemmän satunnaista ja systemaattista virhettä kuin vaihtelevaa ydintä käytettäessä, ja lisäksi ristiin-validoinnilla voidaan vähentää virheen määrää edelleen (Seaman ja Powell 1996).

Ilman painoarvoa W_i kukin aineiston havaintopiste X_i huomioidaan ydinestimoinnissa samanarvoisena. Jokaiselle havaintopisteelle on kuitenkin mahdollista antaa ytimen korkeutta säättävä painoarvo, joka kuvaa havainnon tai kohteen merkittävyyttä tai vaikutuksen suuruutta. Ydinestimoinnin tulos on kaikkien kohteiden painotetuista tai painottamattomista vaikutusalueista muodostuva summapinta.

3.3.2 Naiivi estimaattori

ArcGIS-ohjelmistossa on saatavilla *biweight*-ytimellä tehtävän ydinestimointitoiminnon lisäksi yksinkertaisempi *Point Density* -toiminto pistetiheyden estimointiin, ja sitä kokeiltiin vaihtoehtoisena menetelmänä tiheyden arvioimiseen. Menetelmässä käytetään naiivin estimaattorin laskentatapaa (Silverman 1986):

$$\hat{f}(x) = \frac{1}{nh^d} \sum_{i=1}^n \left\{ W_i w \left[\frac{1}{h} (x - X_i) \right] \right\}, \quad (5)$$

jossa w on painofunktio, x tarkastelupiste, n otoskoko ja h vaikutusalueen suuruutta säätelevä parametri. X_i ovat havaintopisteet ja W_i havaintopisteille annetut painoarvot. Painofunktion arvo lasketaan tarkastelupisteen x ja havaintopisteen X_i välisen suhteellisen etäisyyden määrittelemässä pisteessä z , ja riippuen kyseisestä etäisyydestä arvoksi tulee joko 0,5 tai 0 (Silverman 1986):

$$w(z) = \begin{cases} \frac{1}{2} & \text{jos } z^T z < 1 \\ 0 & \text{muutoin.} \end{cases} \quad (6)$$

Näin ollen käytettävä ydin on yksiulotteisen aineiston tarkastelussa suorakaiteen muotoinen (ks. kuva 2, s. 39). Kaksiulotteisen aineiston tarkasteluissa ydin on yleensä kaavan 6 mukaisesti ympyräpohjaisen suoran lieriön muotoinen. ArcGIS-ohjelmiston *Point Density* -toimintoa käytettäessä kohdetta edustavan havaintopisteen X_i ympärille määritellään halutun suuruinen vaikutusalue. Myös ytimen muoto on valittavissa, ja se voi olla vaihtoehtoisesti esimerkiksi suora-kulmainen särmiö. Havaintopisteitä voidaan tarvittaessa painottaa samalla tavalla kuin ydinestimoinnissa. Vaikutusalueella olevien havaintopisteiden X_i määrä tai niiden painoarvojen summa jaetaan vaikutusalueen pinta-alalla. Saatua tiheysarvoa käytetään kaikkien vaikutusalueella olevien tarkastelupisteiden x tiheys-estimaattien arvojen $\hat{f}(x)$ laskennassa. Tarkastelupisteen x ja havaintopisteen X_i välisen etäisyyden kasvaessa tiheys ei siis pienene havaintopisteen vaikutusalueen sisällä, kuten esimerkiksi *biweight*-ydintä käytettäessä, vaan pysyy samansuuruisena vaikutusalueen reunalle asti. Vaikutusalueen ulkopuolella sijaitsevassa tarkastelupisteessä tiheys on kyseisen havainnon X_i osalta nolla (kaava 6). Kullekin tarkastelupisteelle x laskettava tiheys on niiden kohteiden vaikutusten summa, joiden vaikutusalueella kyseinen tarkastelupiste sijaitsee. Laskentatavan takia

summapinta on vaikutusalueiden reunojen kohdalla tiheysarvoiltaan epäjatkuva (Silverman 1986, Esri 2015b).

3.4 Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen tiheyden arvioinnin vaiheet

3.4.1 Painoarvojen muodostaminen

Tässä tutkielmassa tarkasteltiin mahdollisuutta käyttää tiheyden estimointia luontoarvoiltaan tärkeiden alueiden osoittamiseen maakunnan mittakaavassa. Havaintopisteiden X_i välisiä eroja voidaan huomioida tiheyden estimoinnissa painottamalla havaintoja eri tavoin. Arvokkaiden luontokohteiden tarkastelussa painoarvona käytettiin kunkin kohteen pinta-alaa. Kaikki luontokohdetyypit huomioitiin muutoin samanarvoisina. Näin ollen ydinestimointitulokseen voitiin valita osoittamaan luontokohteiden kattaman pinta-alan hehtaareina neliökilometrillä. Pinta-ala ei sovellu kuitenkaan sellaisenaan kuvaamaan kohteen arvoa, sillä arvoon vaikuttaa muun muassa lajirunsaus. Yleensä lajimäärä lisääntyy pinta-alan kasvaessa, mutta kaksinkertainen lajimäärä voi vaatia kymmenkertaista pinta-alaa. Lajimäärän ja pinta-alan suhdetta tutkittaessa on havaittu, että alueen koko kuvaa parhaiten suhteellista lajirunsausta, kun pinta-ala korotetaan suurin piirtein potenssiin 0,25 (Preston 1962). Tämä lajimäärän ja pinta-alan suhdetta kuvaava eksponentti vaihtelee eri tutkimuksissa ja aineistoissa, mutta arvo on usein välillä 0,1–0,45 (Connor ja McCoy 1979, Hanski ja Gyllenberg 1997). Arvokkaissa luontokohteissa esiintyvien, luonnontilaisia olosuhteita vaativien lajien määrän riippuvuutta elinympäristölaikun koosta ennusti eräessä tutkimuksessa parhaiten pinta-alan korottaminen potenssiin 0,48 (Humphreys ja Kitchener 1982). Näin ollen esimerkiksi pinta-alan neliöjuuri, kuutiojuuri tai neljäs juuri voisi soveltua luontokohteiden arvottamiseen paremmin kuin pinta-ala, jos lajirunsausta käytetään kohteen arvon mittarina. Ydinestimoinnissa luontokohteen kokoa kuvaavana painoarvona kokeiltiin vertailun vuoksi pinta-alan neliöjuurta. Painoarvo kuvaa tällöin kohteen leveyttä, kun kohteen muotoa ei oteta huomioon, vaan se ajatellaan neliömäisenä.



Kuva 6. Painoarvojen muodostaminen uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnoille. Valtakunnallisen uhanalaisuusluokan ja mahdollisen muun arvon mukaan annettavien pisteiden summa kerrottiin havaintopaikan tilan mukaan annetuilla pisteillä, jolloin kullekin havainnolle saatiin painoarvo välillä 1-10. Alueellisesta tai maakunnallisesta uhanalaisuudesta ja indikaattoriarvosta annettava puolikas lisäpiste koskee vain osaa niistä lajeista, jotka eivät ole valtakunnallisesti uhanalaisia (CR, EN, VU).

Lajihavaintojen alueellista jakautumista puolestaan tarkasteltiin sekä ilman painoarvoja että painoarvojen kanssa. Kaikille lajihavainnoille annettiin lajin uhanalaisuutta ja havaintopaikan tilaa kuvaavat arvot (kuva 6), joista laskettiin painoarvot mukaillen osittain Uudenmaan viherrakenteen Zonation-analyysissä käytettyä laskentatapaa (Kuusterä ym. 2015). Valtakunnallisten uhanalaisuusarviointien (Rassi ym. 2010, Liukko ym. 2016, Tiainen ym. 2016, sammaltyöryhmä 2017) lisäksi painoarvoon vaikuttivat muut tutkimusaluetta koskevat uhanalaisuusarviointit. Mikäli laji ei ole valtakunnallisesti uhanalainen, se on voitu määritellä alueellisesti uhanalaiseksi lajiksi metsäkasvillisuusvyöhykkeen osa-alueella (Ryttäri ym. 2012, Tiainen ym. 2016, sammaltyöryhmä 2017, SYKE 2016b) tai maakunnallisesti uhanalaiseksi putkilokasviksi Keski-Suomessa (Uusitalo 2007). Sammallaji on voitu määritellä alueellisessa arvioinnissa myös luontoarvoja osoittavaksi lajiksi, jos se ei ole valtakunnallisesti eikä alueellisesti uhanalainen (sammaltyöryhmä 2017). Alueellinen ja maakunnallinen uhanalaisuus sekä

sammalten indikaattoriarvo kasvattivat painoarvoa saman verran riippumatta siitä, liitettiinkö lajiin yksi vai kaksi näistä ominaisuuksista. Havaintokohtaisia painoarvoja käytettäessä ydinestimointituloksen tiheydet olivat vertailuarvoja, ja ilman painoarvoja tulos ilmaisi lajihavaintojen määrän pinta-alayksikköä kohti.

3.4.2 Aineistojen esikäsittely

Tiheyden estimointia varten aineistot esikäsiteltiin ArcGIS-ohjelmistolla. Kaikki aineistot arvokkaista luontokohteista rajattiin tarkastelualueelle (Keski-Suomi + 10 km), ja kohteille laskettiin painoarvot eli pinta-ala (liite 1) ja tarvittaessa pinta-alan neliöjuuri. Pinta-alat laskettiin aineistojen rajaamisen jälkeen, jotta tarkastelualueen rajalla sijaitsevien luontokohteiden pinta-alasta tuli huomioiduksi vain tarkastelualueen sisäpuolella ollut osa.

Tarkastelualueella ollut yksi viivamuotoinen Natura 2000 -kohde muunnettiin aluemuotoiseksi lisäämällä viivan molemmille puolille viiden metrin vyöhyke, ja näin muodostetulle alueelle voitiin laskea tiheyden estimoinnissa painoarvona käytettävä pinta-ala. Kyseinen kohde oli Tuomistonjoen Natura 2000 -alue (SYKE 2015a), johon kuuluu 2–4 metriä leveä puro (Keski-Suomen liitto 2017g). Vyöhyke tehtiin puron leveyttä hieman laajemmaksi, jotta puron arvokas ranta-alue sisältyisi pinta-alaan. Tuomistonjoen alue yhdistettiin muuhun aluemuotoiseen Natura 2000 -aineistoon.

Valmiiden aluemuotoisten aineistokokonaisuuksien käytön lisäksi eri aineistoja ja aineistojen osia yhdistettiin, jotta voitiin luoda luontokohteiden keskittymistä yleisemmin kuvaavia karttoja. Yhdistettyjen ja valmiiden aineistojen käsittely erosi hieman toisistaan. Yhdistetyissä aineistoissa oli päällekkäisiä kohteita, ja sama alue saattoi kuulua esimerkiksi luonnonsuojeluohjelmaan ja luonnonsuojelualueeseen. Näiden kahden aineiston päällekkäisyys johtui siitä, että luonnonsuojeluohjelma-alueiden aineisto sisälsi sekä toteuttamattomia että toteutettuja suojelualueita. Kohteiden päällekkäisyys nostaisi tällöin tiheyden estimoinnissa alueen tiheysarvoja. Jos tiheydellä halutaan ilmaista kohteiden pinta-alallista kattavuutta,

alueiden päällekkäisyys on hyvä poistaa. Siksi yhdistettyjen aineistojen päällekkäisyydet poistettiin muuntamalla päällekkäiset alueet yhdeksi alueeksi. Tässä yhteydessä ei ollut mahdollista säilyttää arvokkaiden luontokohteiden alkuperäisiä rajauksia. Sen sijaan valittiin, että jokainen irralleen jäänyt erillinen alue tai osa-alue tulkitaan yhtenä kohteena. Samalla alun perin moniosaiset kohteet muuttuivat joukoksi yksiosaisia kohteita ja kohteiden kokonaismäärä lisääntyi.

Yhdistettyjen aineistojen yksiosaisille kohteille laskettiin uudet pinta-alat, joita käytettiin painoarvoina ydinestimoinnissa. Näin ollen yhdistetyistä aineistoista tehdyt ydinestimointikartat kertovat edelleen arvokkaiden luontokohteiden hehtaarimäärän neliökilometrillä. Valmiiden aineistokokonaisuuksien sisältämiä aluepäällekkäisyyksiä ei puolestaan nähty tarpeellisena poistaa, koska eri perustein rajattujen kohteiden päällekkäisyyttä oli hyvin vähän eikä poistamisella olisi ollut näkyvää vaikutusta tuloksiin maakuntatason mittakaavassa.

Tiheyden estimointia varten tutkimusalueen arvokkaita luontokohteita koskevien paikkatietoaineistojen esitystavat muutettiin aluemuotoisista pistemuotoisiksi. Kutakin aluemuotoista kohdetta edusti siis alueen keskipisteessä sijaitseva piste X_i . Kohteen muodosta riippuen joissain tapauksissa keskipiste voi olla myös alueen ulkopuolella. Näin saattoi käydä varsinkin valmiin aineistokokonaisuuden moniosaiselle luontokohteelle, jonka erillään sijaitsevia osia edusti vain yksi piste. Yhdistetyissä aineistoissa jokaista erillään olevaa aluetta ja osa-aluetta sen sijaan edusti oma piste.

Eliölajit-tietojärjestelmän lajihavaintoaineistoon liitettiin Suomen lajien Punaisen listan verkkopalvelusta (valtion ympäristöhallinto 2015) hankitut tiedot kunkin lajin ensisijaisesta elinympäristöstä, jotta havaintoja voitiin tarkastella lajien elinympäristöjen mukaan ryhmiteltynä. Havaintokohtaisten painoarvojen laskemiseksi sammalien, nisäkkäiden ja lintujen vuoden 2010 uhanalaisuustiedot päivitettiin uudempien uhanalaisuusarviointien perusteella (Liukko ym. 2016, Tiainen ym. 2016, sammaltyöryhmä 2017) ja aineistoon merkittiin maakunnallisesti

uhanalaiset putkilokasvit (Uusitalo 2007). Painoarvot muodostettiin luvussa 3.4.1 kuvatulla tavalla.

Lajihavaintoaineistoa rajattiin laadullisesti, alueellisesti ja ajallisesti. Aineistossa oli kaksi havaintopaikkaa useaan kertaan täsmälleen samoin havaintotiedoin. Nämä 11 toistuvaa tietoriviä oletettiin tahattomaksi toistoksi ja poistettiin aineistosta. Havaintopaikoista tarkasteltavaksi valittiin paikan tilan mukaan olemassa olevat paikat ja ne, joiden nykytilasta ei ollut tietoa. Pois jätettiin hävinneet havaintopaikat sekä sellaiset paikat, jotka eivät olleet etsittävässä epätarkkojen tietojen vuoksi. Lisäksi rajattiin pois sijaintitiedoiltaan epätarkimmat paikat eli sellaiset, joiden sijainti oli ilmoitettu sadan neliökilometrin kokoisella ruudulla. Tätä pienemmillä ruuduilla ilmoitetut sijaintitiedot arvioitiin riittävän tarkkoiksi maakuntatason yleispiirteiseen tarkasteluun.

Sadan neliömetrin, yhden hehtaarin ja yhden neliökilometrin ruuduissa ilmoitettujen havaintojen sijaintitiedot muunnettiin ruudun lounaiskulman koordinaateista ruudun keskipisteen koordinaateiksi. Siten sijaintitiedot soveltuivat paremmin tiheyden estimointiin. Koska aineisto saatiin valmiiksi tarkastelualueelle rajattuna, aineistosta saattoi jäädä pois sellaisia etelä- ja länsirajan lähellä tehtyjä havaintoja, joiden havaintoruudun lounaiskulma sijaitsi tarkastelualan ulkopuolella ja keskipiste tarkastelualueella. Havaintopaikka-kohtaisista tiedoista luotiin ArcGIS-ohjelmistolla pistemuotoinen vektoriaineisto. Aineistosta rajattiin pois koordinaattimuunnoksen ja muiden syiden takia tarkastelualan (Keski-Suomi + 10 km) ulkopuolelle jääneet havaintopaikat.

Lajihavaintoaineisto sisälsi hyvin vanhojakin havaintopaikkoja, joissa ei ollut käyty vuosikymmeniin tarkistamassa esiintymän nykytilaa. Ajantasaisuuden parantamiseksi aineisto rajattiin 1.1.2000–31.12.2015 tehtyihin havaintoihin. Tarkastelusta jätettiin pois sellaiset havainnointikerrat, jolloin paikka oli tarkastettu, mutta lajia ei ollut löydetty. Mikäli paikalla oli tehty useita havaintoja samasta lajista, rajauksessa käytettiin viimeisintä ajankohtaa, jolloin laji oli havaittu.

Aineiston kattavuus eri eliölajiryhmissä vaihteli paljon. Nisäkkäiden ja lintujen havaintotietoja tallennetaan vain suppeasti Eliölajit-tietojärjestelmään, mutta putkilokasveista, sammalista, käävistä, kovakuoriaisista ja liito-oravista havaintotiedot ovat melko kattavia (YM 2017). Tutkimusalueella olikin ajalla 2000–2015 eniten havaintoja juuri edellä mainituista lajiryhmistä ja liito-oravasta sekä lisäksi jäkälistä (SYKE ym. 2016a). Vaikka putkilokasvien ja liito-oravan havaintoja oli tutkimusalueella runsaasti, niitä ei tarkasteltu erikseen lajiryhminä. Liito-oravahavainnot saattoivat painottua alueille, joilla lajin esiintymistä on kartoitettu rakentamissuunnitelmien takia. Kuusterä ym. (2015) arvioivat, että liito-oravan havaintotietojen käyttö on myös haastavaa, sillä Eliölajit-aineiston perusteella pysyviä reviirejä ei ole eroteltavissa liikkuvien yksilöiden havainnoista. Putkilokasvien tarkastelussa lajiryhmänä oli haasteena puolestaan elinympäristövaatimusten ja uhkatekijöiden suuri vaihtelevuus lajeittain. Monet lajit ovat kärsineet metsien uudistamis- ja hoitotoimista sekä soiden ojituksista ja turpeenotosta (Hyvärinen ym. 2019), kun taas toiset lajit hyötyvät metsätaloudesta (Paillet ym. 2010). Putkilokasveissa oli myös paljon perinneympäristöissä eläviä lajeja, jotka hyötyvät ihmistoiminnasta (Uusitalo 2007, valtion ympäristöhallinto 2015, SYKE ym. 2016a). Metsien ja soiden putkilokasveja oli kuitenkin mukana elinympäristöjen mukaan muodostetuissa lajiryhmissä. Liito-oravan havainnot sen sijaan jätettiin pois elinympäristökohtaisesta tarkastelusta, jotta ne eivät suuren määränsä vuoksi korostuisi tiheyden estimoinnissa suhteettoman paljon verrattuna muiden eliöiden havaintoihin. Muutoin lajiryhmiä valittaessa ei huomioitu sitä, kuinka paljon yksittäisistä lajeista oli saatavilla havaintotietoa.

Neljän taksonin (lajiryhmät 1–4) lisäksi tarkasteltaviksi valittiin viisi elinympäristön mukaan muodostettua lajiryhmää. Elinympäristökohtaiseen tarkasteluun otettiin 5) kallioilla, 6) korvissa, 7) lähteikkö- ja puroympäristöissä, 8) vanhoissa metsissä, lehdoissa tai runsaasti lahoppuuta sisältävissä nuoremmissa metsissä sekä 9) letoissa tai lettonevoilla ensisijaisesti elävien uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnot. Näiden elinympäristöjen lajeista oli suhteellisen paljon havaintoja, joten tarkastelu

tiheyden estimoinnilla oli mielekästä. Lähes kaikki lehtojen, vanhojen metsien, lettojen, korpjen, purojen ja lähteikköjen luontotyytit ovat uhanalaisia Etelä-Suomessa (Kontula ja Raunio 2018). Kallioluontotyyteistä uhanalaisiksi Etelä-Suomessa on arvioitu vain kalkki- ja serpentiinikalliot (Kontula ja Raunio 2018), joita ei juuri esiinny tutkimusalueella (GTK 2015a). Monien ensisijaisesti kallioilla elävien lajien tila on kuitenkin heikentynyt (Rassi ym. 2010, Hyvärinen ym. 2019). Lisäksi kalliolajien tarkastelu tiheyden estimoinnilla mahdollisti vertailun valtakunnallisesti arvokkaiden kallioalueiden keskittymiin. Rantojen, nevojen ja rämeiden lajihavaintoja sen sijaan ei tarkasteltu erikseen, sillä havaintoja oli melko vähän ja kyseisten elinympäristöjen luontotyyteistä osa ei ole uhanalaisia.

Valittujen elinympäristöjen lajien tarkastelu oli keskeistä myös siksi, että metsätaloustoimenpiteet ja ojitukset kuuluvat monen näissä elinympäristöissä esiintyvän luontotyytin uhanalaistumisen syihin ja uhkatekijöihin. Lehtojen ja vanhojen metsien luontotyyppien uhkana on erityisesti metsätalous. Lähteikkö- ja puroympäristöjä sekä korpia uhkaavat metsätalouden lisäksi varsinkin ojitusten vaikutukset. Lettojen suurin uhka on ojitusten vaikutukset ja jossain määrin myös turpeenotto. Metsätaloustoimenpiteet uhkaavat lisäksi joitain kallioelinympäristöjä (Kontula ja Raunio 2018). Lisäksi valittujen elinympäristöjen tärkeyttä kuvaa se, että niihin kuuluu luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla suojeltuja luontotyytejä, metsälain 10 §:n mukaisia erityisen tärkeitä elinympäristöjä ja luontodirektiivin luontotyytejä. Vanhoja metsiä, lehtoja ja soita suojellaan valtion maille luonnonsuojelulain 10 §:n nojalla perustetuilla luonnonsuojelualueilla.

3.4.4 Tiheyskarttojen muodostaminen

Erillisiä arvokkaita luontokohteita ja lajihavaintopaikkoja sisältävistä kaksikulotteisista paikkatietoaineistoista luotiin ArcGIS-ohjelmiston ydinestimointitoiminnolla näiden kohteiden tiheyttä ja sen vaihtelua yleistävästi kuvaavia rasteripintoja. Tiheyden estimointi tehtiin pistemuotoisille aineistoille, joissa

uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintopaikat ja arvokkaat luontokohteet esitettiin pisteinä $X_1, X_2, \dots, X_n$.

ArcGIS-ohjelmiston ydineestimointitoiminto käyttää *biweight*-ydinfunktiota ja kiinteää tasoitusparametria. Näin ollen ydineestimoinnissa huomioitiin laajuudeltaan rajoitetun *biweight*-ytimen mukaiset ympyränmuotoiset vaikutusalueet aineiston kaikkien kohteiden $X_1, X_2, \dots, X_n$ ympärillä. Kyseisen ydinfunktion tapauksessa tasoitusparametri h on käytännössä ympyrän säde, joka määrää ytimen kattaman pinta-alan kunkin kohteen X_i ympärillä. ArcGIS-ohjelmiston ydineestimointitoiminnon automaattista aineiston perusteella laskettavaa tasoitusparametrin arvoa ei käytetty, sillä kaikille aineistokokonaisuuksille haluttiin käyttää samaa arvoa vertailun helpottamiseksi. Automaattinen tasoitusparametrin arvo oli myös monelle aineistolle liian pieni tämän tutkielman tarkoitukseen. Sopivaa tasoitusparametrin arvoa etsittiin kokeilemalla eri arvoja ja vertailemalla niillä saatavia summapintoja. Ytimen kattaman alueen laajuudeksi valittiin visuaalisen tarkastelun perusteella 1000 km², jota vastaava ympyrän säde eli tasoitusparametrin arvo oli 17 841 metriä. Tämän suuruinen tasoitusparametri arvioitiin sopivaksi luonnonsuojelun painopistealueiden esittämiseen maakunnan mittakaavassa. Ytimen koko 1000 km² oli myös hyvä useimpien käytettävissä olleiden aineistojen esittämiseen, vaikka erityyppisten kohteiden määrissä ja jakautumisessa oli suuriakin eroja.

Ydineestimoinnin lisäksi arvokkaiden luontokohteiden keskittymien esittämiseen kokeiltiin naiivin estimaattorin käyttöä. Tämä yksinkertaisempi tiheyden estimointi tehtiin pistemuotoiselle aineistolle ArcGIS-ohjelmiston *Point Density* -toiminnolla käyttäen painoarvona luontokohteen pinta-alaa. Ydineestimoinnissa käytetyn *biweight*-ytimen kanssa vertailukelpoinen, tiheydeltään tasainen ydin saadaan käyttämällä tasoitusparametrille kerrointa 0,663 (Scott 2015). Näin ollen naiivin estimaattorin tasoitusparametrin h arvoksi annettiin 11 829 m. Vaikutusalueen muodoksi valittiin ympyrä, ja tällöin jokaisen kohteen X_i vaikutusalue oli 440 neliökilometrin laajuinen.

Ydinestimointi voidaan tehdä geodeettisellä tai planaarisella menetelmällä. Geodeettinen menetelmä huomioi maapallon muodon tiheyden laskennassa. Käytetyissä paikkatietoaineistoissa sijaintitiedot ilmoitettiin tasokoordinaattijärjestelmässä (ETRS89 TM35FIN), joten laskentatavaksi voitiin valita planaariset menetelmä. Tasokoordinaattijärjestelmä ottaa huomioon maapallon kaareutumisen pohjois-eteläsuunnassa, ja tutkimusalueella maapallon pinnan kaareutuminen ei vielä vaikuta merkittävästi kohteiden välisiin etäisyyksiin itä-länsisuunnassa.

Tiheyden estimoinnin tulokartoissa reuna-alueiden tiheydet eivät ole tarkkoja, kun reunan ulkopuolella olevia kohteita ei aineiston rajauksesta johtuen voida ottaa huomioon. Keski-Suomen sisäpuolella tuloksista pyrittiin saamaan ainakin kohtalaisen tarkkoja rajaamalla aineistot ja analyysit siten, että mukaan otettiin kymmenen kilometrin vyöhyke Keski-Suomen rajojen ulkopuolella. Tämä reunavyöhyke esitetään myös tulokartoissa suuntaa antavana tietoa luontoarvojen keskittymisestä Keski-Suomen ympärillä, vaikka reunavyöhykkeen sisällä tiheysarvoissa voi olla aineiston rajauksesta johtuvaa epätarkkuutta. Rasterimuotoisissa tulokartoissa käytettiin kuva-alkion kokoa $20 \times 20 \text{ m}^2$. Pientä kokoa käyttämällä vältettiin tulokarttojen rakeisuus ja säilytettiin tiheysjakaumien muotojen yksityiskohdat riittävällä tasolla. Suurempi kuva-alkion koko lyhentäisi laskentaan kuluva aikaa, mutta samalla tuloksesta voisi kadota yksityiskohtia (Thakali ym. 2015).

ArcGIS-ohjelmistolla tehtävän tiheyden estimoinnin ja tulokartan rajaamisen yhteydessä tiheysarvoihin tuli hieman virhettä. Ero tiheysestimaatin ja todellisen tiheyden välillä johtui suurimmaksi osaksi ArcGIS-ohjelman tavasta laskea lopputulos suorakaiteen muotoiseen alueeseen, jonka jälkeen tulos jouduttiin erikseen leikkaamaan Keski-Suomen maakunnan ja kymmenen kilometrin vyöhykkeen mukaiseksi. Suorakaiteen muotoisella alueella ArcGIS antaa nollaa suurempia tiheysarvoja myös niille tarkastelupisteille, jotka ovat tutkimusalueen ulkopuolella reunan läheisten havaintopisteiden X_i vaikutusalueilla. Koska nämä tarkastelupisteet rajattiin pois, tarkastelualueen (Keski-Suomi + 10 km) sisälle

jäävien estimoitujen tiheyksien keskiarvo jäi todellista tiheyttä hieman matalammaksi. Keski-Suomen sisällä ydinestimoinnilla saatu tiheys oli puolestaan osalla aineistoista suurempi ja osalla pienempi kuin todellinen tiheys. Edellä mainitun syyn lisäksi tämä ero johtui myös siitä, että maakuntarajan läheisyydessä sijaitsevien tarkastelupisteiden tiheyksien laskennassa huomioitiin maakuntaa ympäröivällä reunavyöhykkeellä sijaitsevat havaintopisteet.

Todellinen tiheys laskettiin jakamalla havaintojen kokonaismäärä tai yhteenlaskettu painoarvo Keski-Suomen pinta-alalla. Käytettäessä painoarvona pinta-alaa arvokkaiden luontokohteiden todellinen tiheys oli siis kohteiden kattaman pinta-alan osuus Keski-Suomen pinta-alasta. Rajalla sijaitsevista luontokohteista huomioitiin vain tarkasteltavan alueen sisällä olevien osien pinta-ala. Estimoitujen tiheysarvojen keskiarvon ja todellisen tiheyden erotuksen perusteella laskettiin aineistokohtainen korjauskerroin, jolla tiheydet korjattiin siten, että tulokartoissa esitettävien tiheyksien keskiarvo vastasi todellista keskimääräistä tiheyttä (ha km^{-2}) Keski-Suomessa.

Tiheyden laskennasta ei rajattu pois soveltumattomia maanpeitetyyppejä. Näin ollen tiheysarvo ilmaisi luontokohteiden tai lajihavaintojen määrän neliökilometrin laajuisella alueella, joka sisälsi kaikki maa- ja vesistöalueet. Ydinestimointi antaa tasoitettun tuloksen, jossa tiheys vaihtelee portaattomasti. Portaattomassa esitystavassa yksittäisen sijainnin tiheysarvon lukeminen on kuitenkin hankalaa. Kun esitystavaksi valittiin suurehko määrä luokkia, saatiin luokittelusta huolimatta vaikutelma portaattomuudesta. Tulokartoissa tiheydet esitettiin kymmenportaisella asteikolla, jossa tiheyttä kuvattiin värin tummuusasteella. Vaaleimmalla sävyllä esitettiin pienimmät tiheydet ja tummimmalla suurimmat. Tiheydet skaalattiin tasaisin välein kunkin aineiston pienimmästä tiheydestä suurimpaan tiheyteen. Tiheyksien esittämisessä käytetty asteikko oli siis aineistokohtainen. Tulokuvien pohjakartat muodostettiin Maanmittauslaitoksen vuoden 2015 kartta-aineistoista seuraavalla tavalla: Tutkielman tulosluvussa 4.1 esitettyihin suurimmita-kaavaisiin tulokarttoihin lisättiin valtatie ja yli 10 km^2 :n kokoiset järvet Yleiskartta

1:4 500 000 -aineistosta. Tulosluvun ja liitteiden 3–4 pienimittakaavaisissa tiheyskartoissa esitettiin puolestaan yli kahden neliökilometrin kokoiset järvet Maastotietokannasta, rautatiet Yleiskartta 1:1 000 000 -aineistosta sekä kanta- ja valtatie Yleiskartta 1:4 500 000 -aineistosta. Lisäksi maakuntarajan esittämiseen käytettiin Maanmittauslaitoksen vuoden 2014 Kuntajako 1:10 000 -aineistoa.

3.5 Hiilen määrän arviointi ja ekosysteemipalvelukarttojen muodostaminen

3.5.1 Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin tulokset ja maaperäaineisto

Tässä tutkielmassa muodostettiin paikkatietoaineistojen avulla karttoja, jotka kuvaavat hiilivarastojen ja puuston määrän alueellista jakautumista kivennäismaiden metsissä. Karttojen muodostamiseksi tarvittiin puuston biomassaa, metsän tuottoisuutta, lämpötiloja ja maaperää sekä puuston tilavuutta kuvaavia aineistoja. Hiilivarastojen koon arvioimisessa ja puuston määrän esittämisessä käytettiin Luonnonvarakeskuksen julkaisemaa monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) vuoden 2013 kartta-aineistoa. Aineisto kattoi metsätalousmaan sisältäen metsä-, kitu- ja joutomaat. Rasteriaineiston kuva-alkion koko oli 16 m × 16 m. MVMI-tulokset perustuivat metsien maastoinventointeihin, ilma- ja satelliittikuviin sekä tilaavuuksien, biomassojen ja kasvun mallinnukseen. Maastokartoitukset oli tehty 2009–2013 yhdennessätoista valtakunnallisessa metsien inventoinnissa (VMI11), ja tiedot oli päivitetty vastaamaan 31.7.2013 vallinnutta tilannetta. MVMI-tuloksista käytettiin seuraavia karttateemoja: puuston eri osien biomassat, puuston tilavuus, maaluokka, kasvupaikan päätyyppi ja kasvupaikkatyyppi. Puuston biomassatiedot hankittiin kuorellisesta rungosta, elävistä oksista, elävien puiden kuolleista oksista, elävistä neulasista ja lehdistä, elävien puiden kanto-osasta, yli yhden senttimetrin paksuisista juurista ja rungon ainespuuksi kelpaamattomasta hukkapuuosasta. Maaluokka tarkoitti ennustettua tietoa siitä, kuuluiko kuva-alkio metsä-, kitu- vai joutomaahan. Kasvupaikan päätyyppien karttateema jaotteli metsätalousmaan kivennäismaiksi, korviksi, rämeiksi ja avosoiksi. Kivennäismaat jaoteltiin edelleen kasvupaikan tuottavuuden

mukaan seitsemään eri kasvupaikkatyyppiin ja suot kuuteen kasvupaikkatyyppiin (Luke 2015b).

Syvään maaperään varastoituneen hiilen määrän arvioimisessa hyödynnettiin Geologian tutkimuskeskuksen vektorimuotoista maaperäaineistoa, jonka mittakaava oli 1:200 000. Aineisto oli muodostettu yksityiskohtaisempia maaperäkartoja ja Maanmittauslaitoksen maastotietokannan kuvioita yleistämällä sekä maastokartoitusten ja tulkintojen avulla vuosina 2002–2009 (GTK 2018). Maalajit voidaan jakaa moreenimaalajeihin, lajittuneisiin kivennäismaalajeihin ja eloperäisiin maalajeihin (Haavisto-Hyvärinen ja Kutvonen 2007). Tutkimusalueella esiintyvät lajittuneet kivennäismaalajit oli luokiteltu maaperäaineistossa neljään ryhmään: hienojakoiseen ja karkearakeiseen maalajiin sekä savimaihin ja kivikoihin. Eloperäiset maalajit puolestaan sisälsivät turvekerrostumat, liejumaat ja liejuiset hienorakeiset maalajit. Maalajitiedot olivat saatavilla pintamaalle ja metrin syvyydessä olevalle pohjamaalle (GTK 2018). Syvään maaperään varastoituneen hiilen määrän arvioimisessa käytettiin pohjamaalajitietoja. Tarkastelualueen (Keski-Suomi + 10 km) kokonaispinta-alasta 50 % eli suurin osa maapinta-alasta on aluetta, jonka pohjamaa on moreenia. Eloperäiset maalajit kattavat 9 % ja lajittuneet kivennäismaat 9 % pinta-alasta. Lopuista 32 prosentista noin puolet on vesistöjä ja puolet kalliomaita, joiden päällä on 0–1 metriä paksu maaperäkerros (GTK 2010).

3.5.2 Menetelmä hiilen määrän laskemiseksi

Hiilivarastojen arvioinnissa huomioitiin maaperään ja puustoon sitoutunut hiili. Puustoon varastoituneen hiilen määrä laskettiin MVMI-aineiston biomassatietojen perusteella. Maaperään varastoituneen hiilen määrä arvioitiin Liskin ja Westmanin (1997a, 1997b) kehittämällä menetelmällä, jossa otetaan huomioon metsän tuottoisuus, lämpötilaolot ja maaperätyyppi. Menetelmässä hiilen määrä arvioidaan erikseen maaperän kolmelle eri kerrokselle, jotka ovat eloperäinen kerros, kivennäismaa metrin syvyyteen asti ja tätä syvemmillä oleva kivennäismaa. Eloperäisessä kerroksessa ja sen alapuolisessa kivennäismaassa 0–1 metrin

syvyydellä hiilipitoisuuden oletetaan kasvavan metsätyypin tuottavuuden lisääntyessä. Kivennäismaassa 0–1 metrin syvyydellä hiilen määrän oletetaan lisäksi nousevan tehoisan lämpötilasumman kasvaessa (Liski ja Westman 1997a).

Kivennäismaiden metsiin sitoutuneen hiilen määrä C_{sum} laskettiin nelivaiheisesti:

$$C_{sum} = C_1 + C_2 + C_3 + C_4, \quad (7)$$

jossa C_1 on biomassaan, C_2 maaperän eloperäiseen kerrokseen, C_3 kivennäismaahan 0–1 metrin syvyydelle ja C_4 kivennäismaahan yli metrin syvyydelle sitoutuneen hiilen määrä. Tutkimusalueen puuston hiilipitoisuuksista ei löytynyt lajikohtaista tietoa puiden eri osille, joten puustoon varastoituneen hiilen määrä (C_1) arvioitiin kokonaisbiomassasta käyttäen biomassan hiilipitoisuutena 50 prosenttia. Kuten aiemmin todettiin, tämä on tavallinen tutkimuksissa käytetty yleistys puiden hiilipitoisuudesta (mm. Kauppi ym. 1995, Akujärvi ym. 2016).

Hiilimäärä maaperän eloperäiselle kerrokselle (C_2) laskettiin Liskin ja Westmanin (1997a) käyttämällä metsätyypikohtaisilla hiilimäärillä, jotka perustuivat heidän aikaisempiin mittauksiinsa (Liski ja Westman 1995, 1997b). Kivennäismaan hiilimäärä 0–1 metrin syvyydellä (C_3) muodostettiin metsätyypikohtaisen hiilimäärän ja tehoisan lämpötilasumman perusteella. Arvioitavalle sijainnille ennustettu lämpötilasumma T_{sum} skaalattiin kertoimella $0,00266 \text{ kg m}^{-2} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ja lisättiin kivennäismaan metsätyypikohtaiseen arvoon (taulukko 5). Jos arvioitavassa paikassa pohjamaana oli lajittunut maalaji, hiilimäärään lisättiin vielä $2,25 \text{ kg m}^{-2}$ (C_4).

Taulukko 5. Hiilimäärät maaperän eloperäiselle kerrokselle (C_2) ja kivennäismaalle 0–1 metrin syvyydellä (C_3) kasvupaikkatyypeittäin. Mukailtu Liskin ja Westmanin (1997a) esittämästä taulukosta.

Kasvupaikkatyyppi	Eloperäinen kerros, C_2 (kg m ⁻²)	Kivennäismaa 0–1 m, C_3 (kg m ⁻²)
Lehdot ja lehtomaiset kankaat	2,20	$0,00266 T_{sum} + 4,09$
Tuoreet kankaat	1,91	$0,00266 T_{sum} + 2,69$
Kuivahkot kankaat	1,90	$0,00266 T_{sum} + 0,790$
Kuivat kankaat ja karukkokankaat	1,20	$0,00266 T_{sum} + 0,218$
Kalliomaat ja hietikot metsämaalla	1,20	$0,00266 T_{sum} + 0,218$
Kalliomaat ja hietikot kitu- ja joutomaalla	1,20	0

3.5.3 Tehoisa lämpötilasumma

0–1 metrin syvyydelle kivennäismaahan varastoituneen hiilen määrän (C_3) arvioimiseksi tarvittava skaalattu tehoisa lämpötilasumma laskettiin erikseen. Tehoisa lämpötilasumma tarkoittaa kasvukauden aikaisten lämpötilojen summaa, jonka laskemisessa huomioidaan viiden celsiusasteen ylittävä osa vuorokausittaisista lämpötiloista (Ilmatieteen laitos 2020a). Tässä työssä tehoisaan lämpötilasummaan laskettiin mukaan kaikkien vuodenaikojen viiden celsiusasteen kynnysarvon ylittävät osat lämpötiloista, jolloin lämpötilasummaan vaikuttivat myös yksittäiset lämpimät päivät kasvukauden ulkopuolella.

Keskimääräisen tehoisan lämpötilasumman laskemiseksi Ilmatieteen laitoksen avoimen datan palvelusta haettiin säähavaintoaineistosta tutkimusalueella (Keski-Suomi + 10 km) olevien säähavaintoasemien laskennalliset lämpötilojen vuorokausikeskiarvot ajalta 1.1.2000–31.12.2015. Eri sääasemien lämpötilahavaintojen

ajallisessa kattavuudessa oli halutulla aikavälillä puutteita parista päivästä useisiin vuosiin. Lämpötilaolojen alueellisen jakautumisen selvittämiseksi havainto- asemista valittiin sijainnin ja lämpötilatietojen ajallisen kattavuuden perusteella Haapaniemen (Viitasaari), Hallin lentoaseman (Jämsä), Judinsalon (Luhanka), Jyväskylän lentoaseman, Myllymäen (Ähtäri), Möksyn (Alajärvi) ja Sonkarin (Vesanto) sääasemat. Lisäksi aineiston alueellista kattavuutta tutkimusalueen pohjoisosassa täydennettiin tarkastelualueen ulkopuolella sijaitsevan Ojakylän (Pyhäjärvi) sääaseman lämpötilatiedoilla.

Ilmatieteen laitoksen kahdeksalla säähavaintoasemalla mitatuista vuorokausittaisista keskilämpötiloista laskettiin tehoiset lämpötilasummat taulukkolaskentaohjelmalla (Microsoft Excel 2010). Kullekin säähavaintoasemalle laskettiin keskimääräinen tehoisa lämpötilasumma (T_{sum}) ajalla 2000–2015. Yhden vuoden tehoisa lämpötilasumma laskettiin kaavan 8 mukaan vähentämällä vuorokausien keskilämpötiloista (T_d) viisi astetta, jonka jälkeen kaikki nollan ylittävät arvot ($T_d > 5$) laskettiin yhteen.

$$T_{sum} = \sum (T_d - 5) \quad (8)$$

Ennen tehoisan lämpötilasumman laskemista säähavaintoaineistosta puuttuneet vuorokauden keskilämpötilat täydennettiin edellisen ja seuraavan saatavilla olevan keskilämpötilan keskiarvolla. Luhangan ja Vesannon havaintoasemilta puuttuivat kokonaan vuoden 2009 tiedot, joten niiden keskimääräinen lämpötilasumma laskettiin ilman kyseistä vuotta. Kahdeksan huomioidun säähavaintopaikan keskimääräinen tehoisa lämpötilasumma vaihteli välillä 1140–1450 °C vrk (Ilmatieteen laitos 2016).

Keskimääräisten tehoisien lämpötilasummien perusteella interpoloitiin koko tarkastelualueen (Keski-Suomi + 10 km) kattava lämpötilasummien pinta *ordinary kriging* -menetelmällä. Laskenta tehtiin ArcGIS-ohjelmiston *Geostatistical Wizard* -työkalulla. Koska *ordinary kriging* -menetelmä edellyttää aineistolta

trendittömyyttä, lämpötiloissa havaittava etelä-pohjoissuuntainen ensimmäisen asteen trendi poistettiin paikallisen polynomi-interpolointimenetelmän (*local polynomial interpolation*) avulla. Trendipinnan sovittamisessa tarvittavan tarkasteluikkunan kokoa säädettiin siten, että trendipinnassa tuli esiin lisäksi mahdollisimman paljon lämpötilasummien alueellisia eroja maakunnan sisällä. Trendin poistamisen jälkeen jäännöksille tehtiin *kriging*-interpolointi, jossa semivariogrammiin sovitettiin stabiili malli. Lopuksi trendi palautettiin tulokarttaan (ks. Esri 2018). Tulokseksi saatiin rasterimuotoinen kartta, joka kuvaa tehoisan lämpötilasumman jakautumista tutkimusalueella (kuva 7 a, s. 86). Tulokartan todettiin visuaalisen tarkastelun perusteella olevan melko samankaltainen kuin Ilmatieteen laitoksen tekemien interpolointien tulokset (Kersalo ja Pirinen 2009, Ilmatieteen laitos 2020a). Näin ollen *kriging*-interpolointi arvioitiin riittäväksi tämän tutkielman tarpeisiin, vaikka tavallisesti kyseistä menetelmää käytettäessä on suositeltavaa olla tiheämmin havaintopisteitä (ks. Grego ym. 2006). Tässä tutkielmassa pyrkimyksenä oli siis vain löytää tapa tehdä lämpötilasummien interpolointi hankitulle suppealle aineistolle siten, että lopputulos kuvaisi kohtuullisella tavalla tutkimusalueen oloja. Menetelmä ei välttämättä sovi samalla tavalla tehtynä jollekin toiselle lämpötilasumma-aineistolle. *Kriging*-interpoloinnin jälkeen kunkin kuva-alkion tehoisa lämpötilasumma kerrottiin arvolla 0,002266 Liskin ja Westmanin (1997a) laskentamallin mukaan.

3.5.4 Ekosysteemipalvelukarttojen muodostaminen

Hiilen määrän laskennassa keskeinen aineisto oli monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin tulosaineisto, joka oli jaoteltu karttateemoittain. Hiilivarastojen arvioinnissa tarvittiin kasvupaikkatyyppin, kasvupaikan päätyypin, maaluokan ja puuston eri osien biomassojen karttateemoja. Luokitteluasteikollisten karttateemojen avulla voitiin erotella aluerajausta ja maaperän hiilimallin soveltamista varten metsätyyppien yleisjaon luokat, kivennäismaat ja suot sekä metsä-, kitu- ja joutomaat. MVMI-aineiston karttateemat olivat saatavilla UTM- eli *Universal Transverse Mercator* -karttalehtijaon mukaisiin ruutuihin jaettuna.

Tarvittavien ruutujen aineistot yhdistettiin siten, että muodostettiin tarkastelualueen (Keski-Suomi + 10 km) kattava karttataso jokaiselle MVMI-karttateemalle. Aineistoista rajattiin pois kuva-alkiot, joille ei ollut saatavilla MVMI-tulosta. Lisäksi aineistot rajattiin kasvupaikan päätyyppi -karttateeman avulla kattamaan vain kivennäismaiden metsät tutkimusalueella.

Hiilivarastoja kuvaavan kartan lisäksi laadittiin kartta puuston määrän alueellisesta jakautumisesta MVMI-aineiston puuston tilavuus -karttateemasta. Puuston määrää kuvaava kartta muodostettiin karttaruutuja yhdistämällä ja rajaamalla aineisto kivennäismaiden metsiin samalla tavoin kuin hiilen määrän arvioimiseksi muodostetut karttatasot. Aineistojen esikäsittely ja laskutoimitukset hiilimäärien arvioimiseksi tehtiin ohjelmistoilla ArcGIS Desktop 10.3.1 ja ArcGIS Pro 2.3.3 (Esri Inc., Redlands, CA, USA).

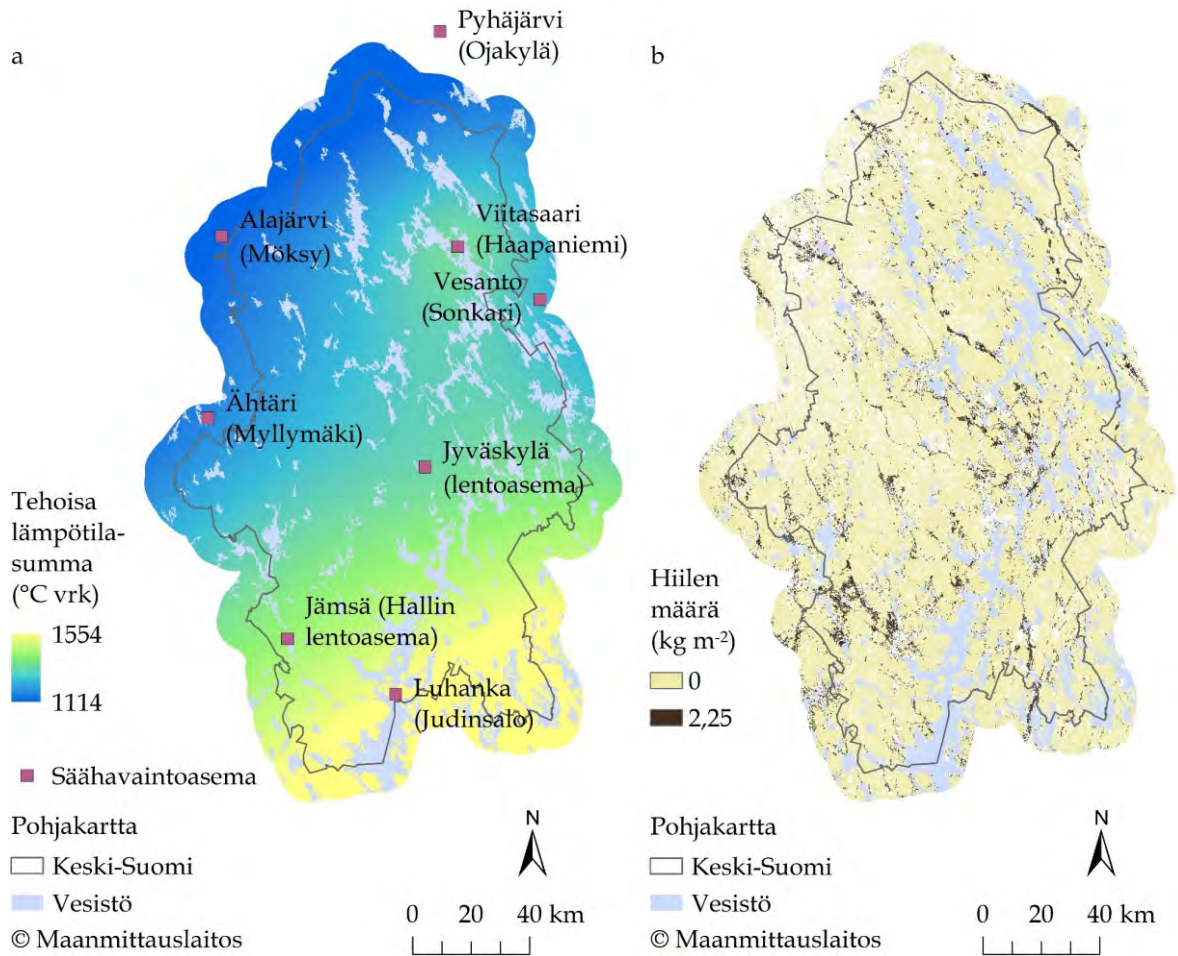
Hiilen määrän arviointia varten muodostettiin yksi puuston ja kaksi maaperän hiilivarastojen alueellista jakautumista kuvaavaa rasterimuotoista karttatasoa (taulukko 6). Maaperän hiilimäärän arvioimiseksi laskettiin ensin yhteen skaalattu lämpötilasumma sekä kasvupaikkakohtainen hiilimäärä eloperäiselle kerrokselle ja kivennäismaalle 0–1 metrin syvyydessä (taulukko 5). Tämän jälkeen kalliomaiden ja hietikoiden kasvupaikkaluokkaa koskevat hiilimäärät korvattiin jouto- ja kitumaiden osalta tarkennetulla arvolla ($1,2 \text{ kg m}^{-2}$). Metsämailla puusto kasvaa vuosittain yli kuutiometrin hehtaarilla, kun taas kitu- ja joutomailla kasvu jää pienemmäksi. Näillä vähätuottoisimmilla kasvupaikoilla lämpötilaolosuhteet eivät mallin oletuksen mukaan ole yhteydessä hiilen kertymiseen. Käytännössä vähätuottoisimpien kallioiden päällä ei välttämättä ole kivennäismaata tai maakerros on ohut. Kun kalliomaiden ja hietikoiden hiilimääriä oli tarkennettu taulukon 5 mukaisesti, välivaiheen tulokseksi saatiin eloperäisen kerroksen ja kivennäismaan hiilimäärä metrin syvyyteen asti ($C_2 + C_3$).

Taulukko 6. Kivennäismaiden metsiin varastoituneen hiilen määrän arvion laskentavaiheet. Rasterimuotoisten karttatasojen kuva-alkioille laskettiin arvot kolmannessa sarakkeessa kuvatulla tavalla, jolloin saatiin puustoon ja maaperään varastoituneen hiilen määrän jakautumista tutkimusalueella kuvaavat karttatasot. Hiilivarastokarttojen muodostamisessa käytettiin ArcGIS-ohjelmiston toimintoja *Raster Calculator*, *Lookup* ja *Con*.

Hiilivarasto	Karttatasot	Hiilen määrän arvion muodostaminen kuva-alkiolle
Puuston biomassa (C_1)	Kuusen, männyn ja lehtipuiden kuorellisen rungon, elävien oksien, kuolleiden oksien, elävien neulasten ja lehtien, elävien puiden kantoosan, yli yhden senttimetrin paksuisten juurten ja rungon ainespuuksi kelpaamattoman hukkapuuosan biomassat	Puuston osien biomassat laskettiin yhteen ja summa kerrottiin arvolla 0,5
Maaperän eloperäinen kerros ja kivennäismaa 0–1 m ($C_2 + C_3$)	Kasvupaikkatyypit, tehoisa lämpötilasumma (kuva 7 a), maaluokat	Ks. taulukko 5
Kivennäismaa > 1 m (C_4)	Maaperä	Lajittuneet maalajit $2,25 \text{ kg m}^{-2}$, muut maalajit 0 kg m^{-2} (kuva 7 b)

Liskin ja Westmanin (1995, 1997a) mukaan lajittuneissa kivennäismaissa hiiltä on kohtalaisen paljon yli metrin syvyydessä. Sen sijaan paksuissa moreenikerroksissa ei todennäköisesti ole metriä syvemmällä merkittävästi orgaanista hiiltä, sillä moreenin tiiviys estää juurten kasvun ja veden kulkeutumisen syvälle maaperään (Liski ja Westman 1997a). Tässä tutkielmassa kaikkien sellaisten alueiden hiilimäärään lisättiin $2,25 \text{ kg m}^{-2}$, joiden pohjamaana noin metrin syvyydellä oli lajittunut maalaji. Arvo on yleistys metrin syvyydestä pohjaveden pintaan asti tehtyjen aikaisempien hiilipitoisuusmittausten tuloksista (Liski ja Westman 1995). Geologian tutkimuskeskuksen maaperäaineistossa lajittuneita maalajeja olivat

karkearakeinen ja hienorakeinen maalaji sekä savimaat, kivikot ja liejuinen hienorakenteinen maalaji.



Kuva 7. Tehoisa lämpötilasumma (a) ja metsätalousmaiden yli metrin syvyydellä kivennäismaassa olevat hiilivarastot (b) Keski-Suomessa. Arvio tehoisan lämpötilasumman alueellisesta jakautumisesta perustuu säähavaintojen vuorokausiarvoihin kahdeksalla säähavaintoasemalla. Syvän maaperän hiilivarastojen kartta osoittaa käytännössä kivennäismaalla olevat metsätalousmaat, joilla pohjamaana on lajittunut maalaji. Kaikille näille alueille on yleistetty sama keskimääräinen hiilimäärä (2,25 kg m⁻²). Lisäksi kuvissa esitetään yli 2 km²:n kokoiset järvet. Lähdeaineistot: Säähavaintojen vuorokausiarvot, © Ilmatieteen laitos 2016; Maaperä 1:200 000, © GTK 2010. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Maastotietokanta (2015), © Maanmittauslaitos.

Maaperään yli metrin syvyyteen varastoituneen hiilen huomioimiseksi luotiin karttataso siten, että vektorimuotoinen maaperäaineisto muunnettiin rasterimuotoiseksi. Rasterointi tehtiin siten, että muodostetut kuva-alkiot olivat yhteneviä käytettyjen MVMi-karttatasojen kuva-alkioiden kanssa. Samalla alueille,

joiden pohjamaan maalaji oli lajittunutta, annettiin arvo 2,25 ja muut alueet saivat arvon nolla (kuva 7 b). Syvän maaperän hiilimäärää (C_4) kuvaavan karttatason arvot lisättiin eloperäisen kerroksen ja 0–1 metrin syvyydellä olevan kivennäismaan hiilimääriin ($C_2 + C_3$). Laskutoimituksen yhteydessä syvän maaperän karttatasossa olleet suoalueet ja metsätalousmaihin kuulumattomat alueet rajautuivat pois. Rajausta kivennäismaihin tehtiin MVMI-tulosten luokittelun mukaan, sillä MVMI-aineisto oli yksityiskohtaisempaa kuin Geologian tutkimuskeskuksen yleispiirteinen maaperäaineisto. Tulokseksi saatiin kartta, joka havainnollistaa maaperän hiilivarastojen jakautumista kivennäismaiden metsissä.

Kivennäismaiden metsiin varastoituneen hiilen kokonaismäärää kuvaava kartta tehtiin laskemalla jokaisessa sijaintipisteessä yhteen biomassan ja maaperän hiilivarastoja esittävien karttatasojen hiilimäärät (C_1 , $C_2 + C_3$, C_4). Hiilivarastojen ja puuston määrän alueellisen jakautumisen lisäksi koko tarkastelualueen kattavissa tulokartoissa esitettiin Maanmittauslaitoksen vuoden 2015 kartta-aineistoista vesistöt Maastotietokannasta, kanta- ja valtatiet Yleiskartta 1:4 500 000 -aineistosta ja rautatiet Yleiskartta 1:1 000 000 -aineistosta.

4 TULOKSET

4.1 Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen keskittymät

4.1.1 Tiheyden arviointitavan ja tasoitusparametrin vaikutukset tuloksiin

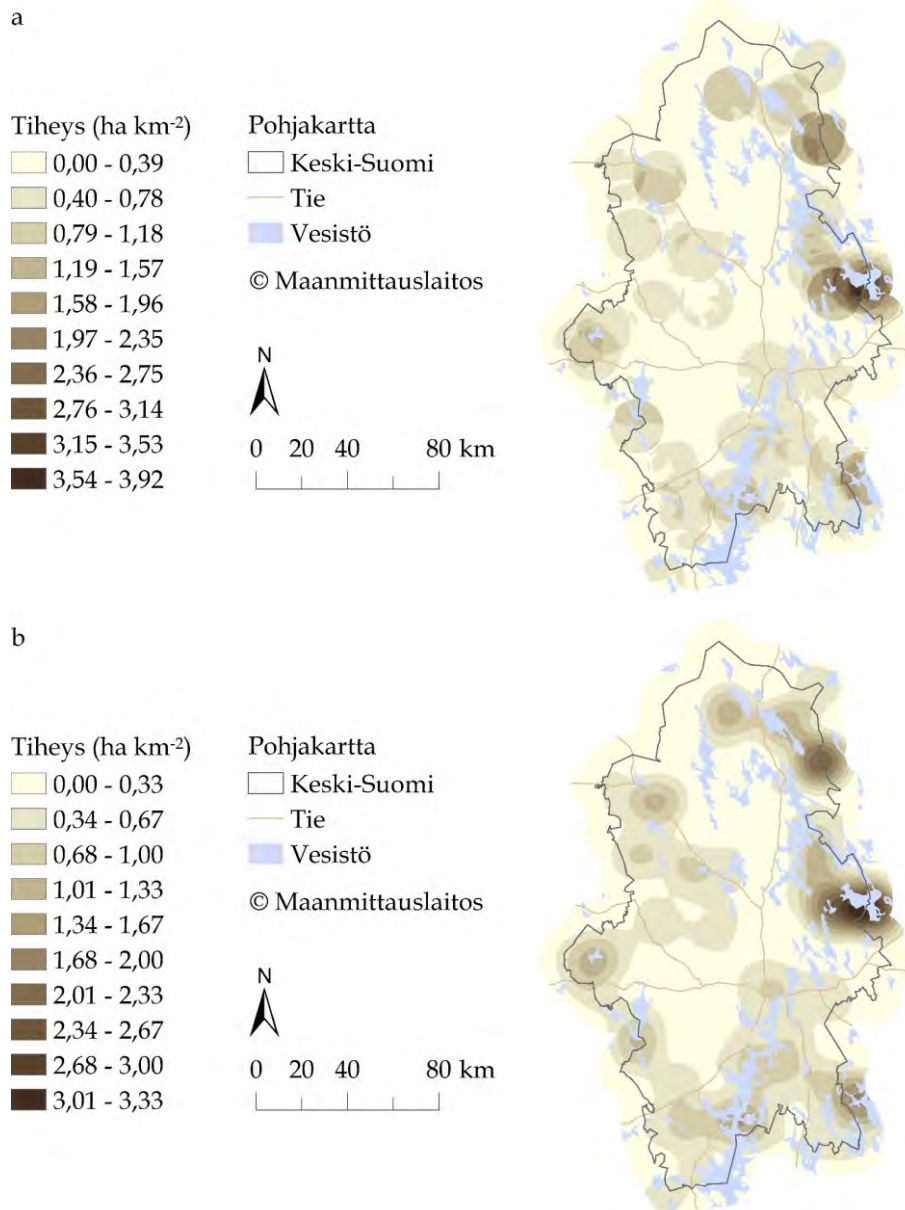
Tiheyden estimoinnin avulla esitettiin erilaisten arvokkaiden luontokohteiden alueellista jakautumista sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintotiheyksiä Keski-Suomessa. Tulokseksi saadut kartat osoittivat, minne arvokkaat luontokohteet ja lajihavainnot keskittyivät tutkimusalueella. Tässä tutkielmassa tärkeällä tai merkittävällä luontoarvokeskittymällä tarkoitetaan pääsääntöisesti

korkean tiheyden alueita, joilla arvokkaiden luontokohteiden kattama pinta-ala tai lajihavaintojen määrä on suuri.

Aluksi tarkasteltiin naiivin estimaattorin soveltuvuutta arvokkaiden luontokohteiden alueellisen jakautumisen esittämiseen. Pinta-alalla painotetun yksinkertaisen pistetiheyden estimoinnin tulos oli tiheysarvoiltaan epäjatkuva summapinta. Kohteiden ympärillä tiheys ei pienentynyt vaikutusalueen reunaa kohti, joten tulokartassa näkyi vaikutusalueen muotoisia kuvioita (kuva 8). Kohteiden vaikutusalueiden reunoilla oli jyrkkiä siirtymiä tiheydestä toiseen etenkin, jos tiheyden alueellinen vaihtelu oli melko suurta. Tiheyden estimoinnin tarkoitus olisi tuottaa yleistävä summapinta, mutta äkkinäiset tiheyden muutokset hankaloittivat kartan tulkintaa. Lisäksi kartan tulkintaa vaikeutti se, että kahden kohteen vaikutusalueiden leikatessa vähänkin toisiaan korkeimman tiheyden sai kohteiden välinen alue, jolla vaikutusalueet olivat päällekkäisiä. Korkeat tiheydet vaikutusalueiden reunojen lähellä saattavatkin antaa harhaanjohtavan vaikutelman aineiston jakautumisesta. Edellä mainituista syistä tiheyskarttaan muodostui epämääräisen muotoisia kuvioita, joiden perusteella olisi haastavaa rajata merkittävimpiä alueita maakuntakaavoitusta varten. Ydinestimointi antoi tulokseksi tasoitettun summapinnan, joka oli esitystapana naiivilla estimaattorilla saatua summapintaa selkeämpi ja joka soveltui paremmin erilaisten aineistojen yleispiirteiseen esittämiseen. Näin ollen ydinestimointi valittiin menetelmäksi arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen keskittymien esittämiseen.

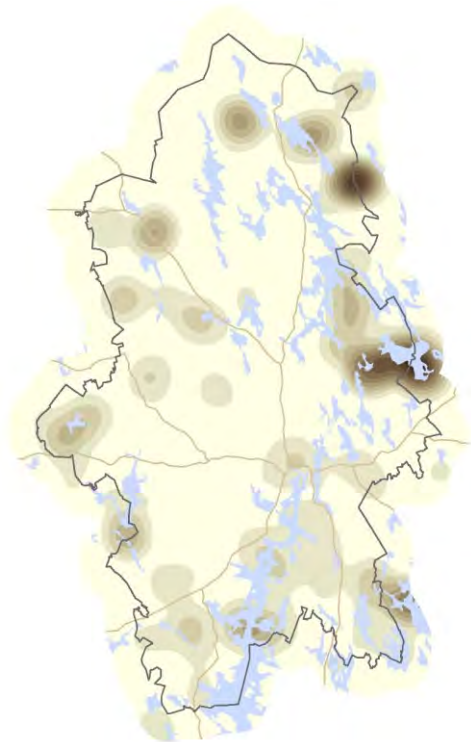
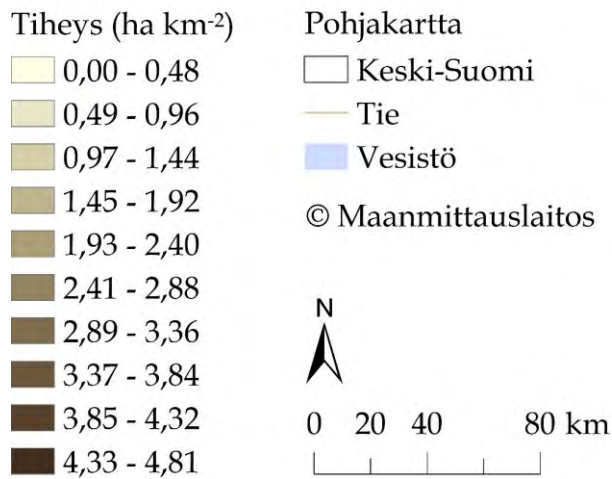
Ydinestimoinnissa käytettiin 1000 km²:n laajuista ydintä, jolloin kohteen tai lajihavainnon vaikutusalueen säde oli noin 17,8 km (kuva 8 b). Pienempi ydin toi esiin yksityiskohtia aineiston rakenteesta, ja tällöin tulokartan tiheysarvoissa oli suurempaa vaihtelua. Suuremmalla ytimellä saatiin puolestaan yleistävä ja tiheyserojen suhteen tasoitettu tulos, jossa luontokohteiden keskittymät olivat laajoja (kuva 9). 1000 km²:n kokoisella ytimellä saatiin kohtalaisen tasoitettu tiheyskartta, joka osoitti aineiston jakautumisen yleisiä muotoja, joten tämä ytimen laajuus valittiin muihin karttoihin. Ydinestimoinnilla laadittiin 31 tiheyskarttaa,

joista 20 kuvaa arvokkaiden luontokohteiden ja 11 uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintojen alueellista jakautumista Keski-Suomessa (kuvat 8–14 ja liitteet 3–4). Lähtöaineistojen sisältämien arvokkaiden luontokohteiden määrät ja kokonaispinta-alat sekä havaintotiheyskarttojen lajit esitetään liitteissä 1 ja 2.

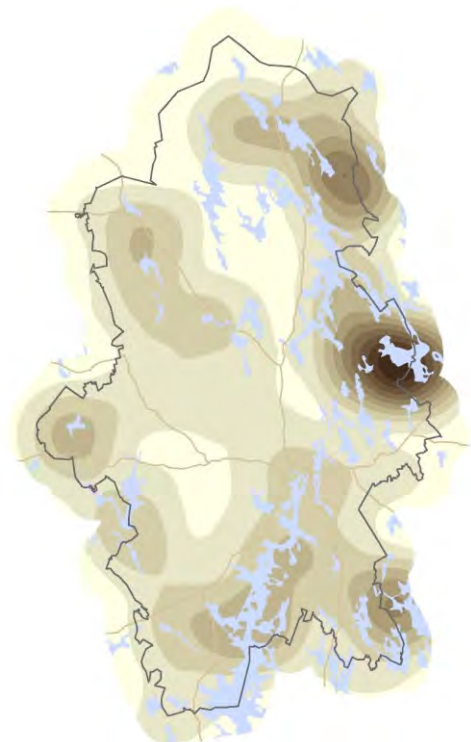
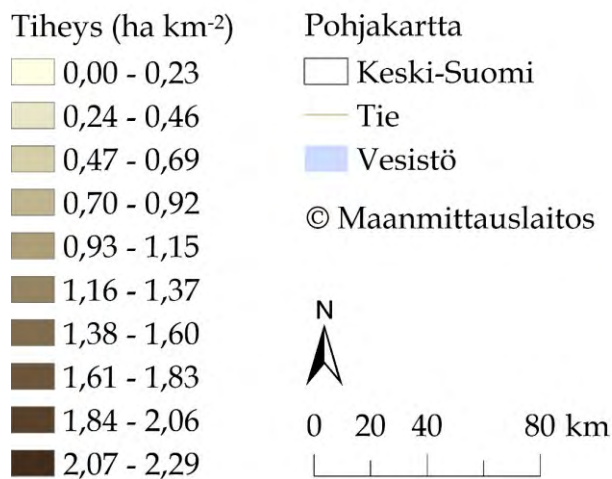


Kuva 8. Yksityisomistuksessa olevien maiden luonnonsuojelualueiden alueellinen jakautuminen esitettynä a) naiivin estimaattorin avulla ja b) ydinestimoinnilla. Tasoitusparametrin h arvo oli naiivissa estimaattorissa 11,8 km ja ydinestimaattorissa 17,8 km. Lähdeaineisto: Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, © Metsähallitus 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

a



b



Kuva 9. Yksityisomistuksessa olevien maiden luonnonsuojelualueiden alueellisen jakautuminen, kun ydinestimoinnissa käytettävän tasoitusparametrin h arvo oli a) 12,6 km ja b) 25,2 km. Ytimien laajuudet olivat tällöin 500 km² ja 2000 km². Lähdeaineisto: Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, © Metsähallitus 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

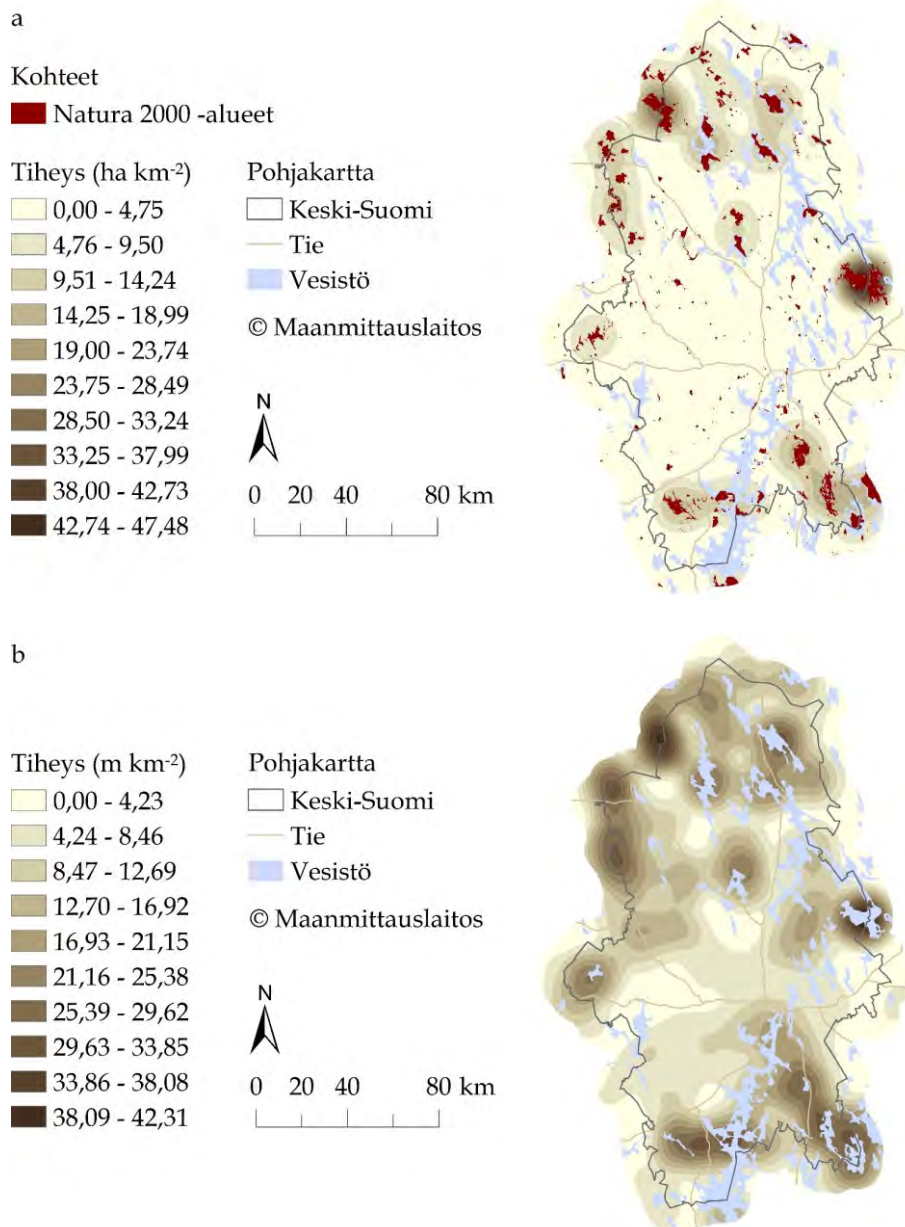
4.1.2 Painoarvojen vaikutukset tuloksiin

Arvokkaille luontokohteille pinta-alan mukaan annetut painoarvot vaikuttivat huomattavasti keskittymien muodostumiseen. Pinta-alat vaihtelivat alle hehtaarista jopa yli 15 000 hehtaariin, joten suurimpia kohteita painotettiin hyvin paljon suhteessa pienimpiin kohteisiin. Ydinestimointituloksissa yksittäisten suuri-kokoisten kohteiden vaikutus oli selvästi havaittavissa, sillä pinta-alaa painotettaessa keskittymät tulivat näiden kohteiden kohdalle ja pienemmät keskittymät saattoivat jäädä näkymättömiin (kuva 10 a, liite 3: kuvat 1–2). Suurten painoarvojen vaikutuksen vuoksi huomattava osa näiden aineistojen kohteista sijaitsi tuloksissa näkyvien keskittymien ulkopuolella. Kun kohteiden pinta-alan vaihteluväli oli pienempi, suurempi osa aineiston kohteista sijaitsi valitulla esitystavalla esiin tulleilla keskittymäalueilla (liite 3: kuva 4).

Painoarvon vaikutusta havainnollistettiin esittämällä Natura 2000 -alueiden tiheyksien jakautuminen pinta-alalla painottaen ja käyttäen painoarvona pinta-alan neliöjuurta, jolla pyrittiin kuvaamaan kohteiden arvoa lajirunsauden kannalta (kuva 10). Käytettäessä painoarvona pinta-alan neliöjuurta kohteen koko tuli edelleen huomioiduksi, mutta se ei korostunut yhtä paljon kuin pinta-alalla painotettaessa. Kun kohteiden kokoa painotettiin vähemmän, kohteiden määrän vaikutus tulokseen suureni ja pinta-alan vaikutus pieneni. Samalla keskittymien väliseen tiheysarvojen mukaiseen järjestykseen tuli muutoksia. Pienempi koon painotus toi esiin lisää keskittymiä ja näytti laajemmin Natura 2000 -verkoston jakautumisen Keski-Suomessa.

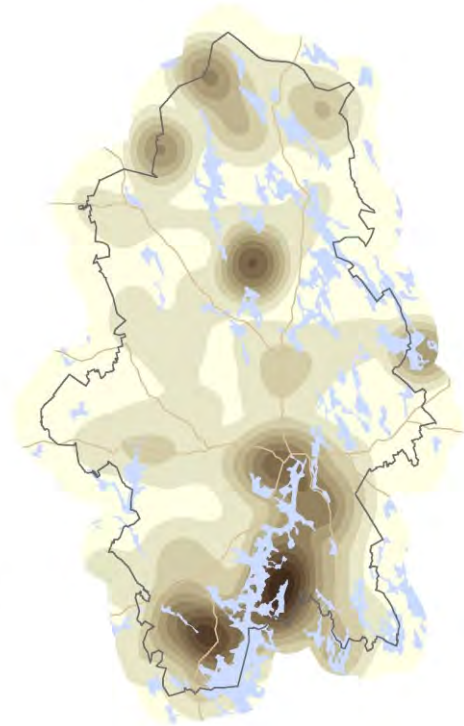
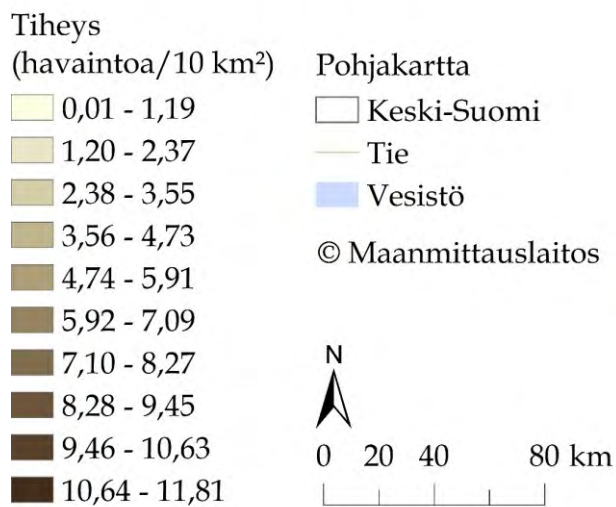
Uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnoille kokeiltiin painoarvoja, jotka vaihtelivat yhdestä kymmeneen. Painoarvojen vaihteluväli oli siis huomattavasti pienempi kuin arvokkailla luontokohteilla. Kun painoarvoilla korostettiin uhanalaisten ja luontoarvoja osoittavien lajien havaintoja sekä varmimmin säilyneitä havaintopaikkoja, keskittymät muodostuivat samoille alueille kuin esitettäessä tiheys ilman painoarvoja. Kyseisen havaintojoukon tapauksessa keskittymistä tuli painoarvoja käytettäessä hieman laajempia, mutta muuten

painotuksilla ei ollut juuri vaikutusta lopputulokseen (kuva 11). Jos havaintokeskittymät asetetaan tärkeysjärjestykseen tiheysarvojen mukaan, painoarvot saattavat vaikuttaa tähän järjestykseen samalla tavalla kuin arvokkaiden luontokohteiden painoarvot vaikuttivat luontokohdekeskittymien järjestykseen (kuva 10).

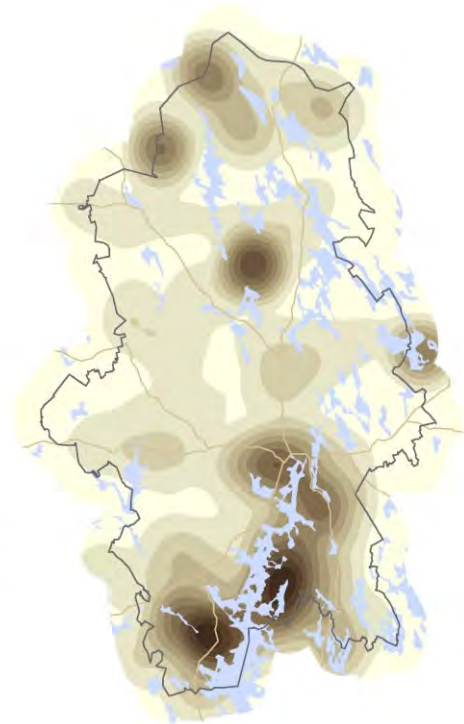
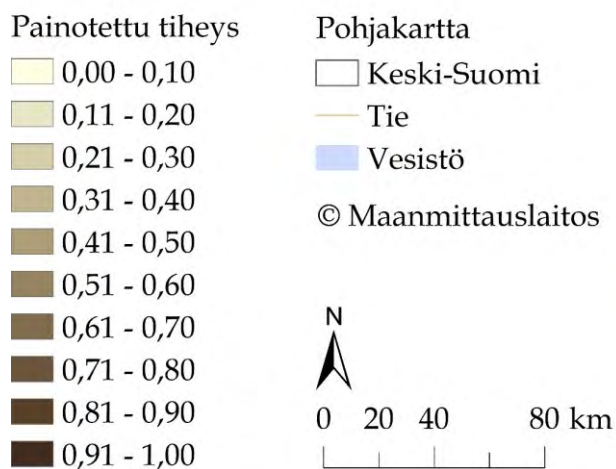


Kuva 10. Natura 2000 -alueiden keskittymät kunkin kohteen a) pinta-alalla ja b) pinta-alan neliöjuurella painotettuna. Lähdeaineisto: Natura 2000 -alueet, © SYKE 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

a



b

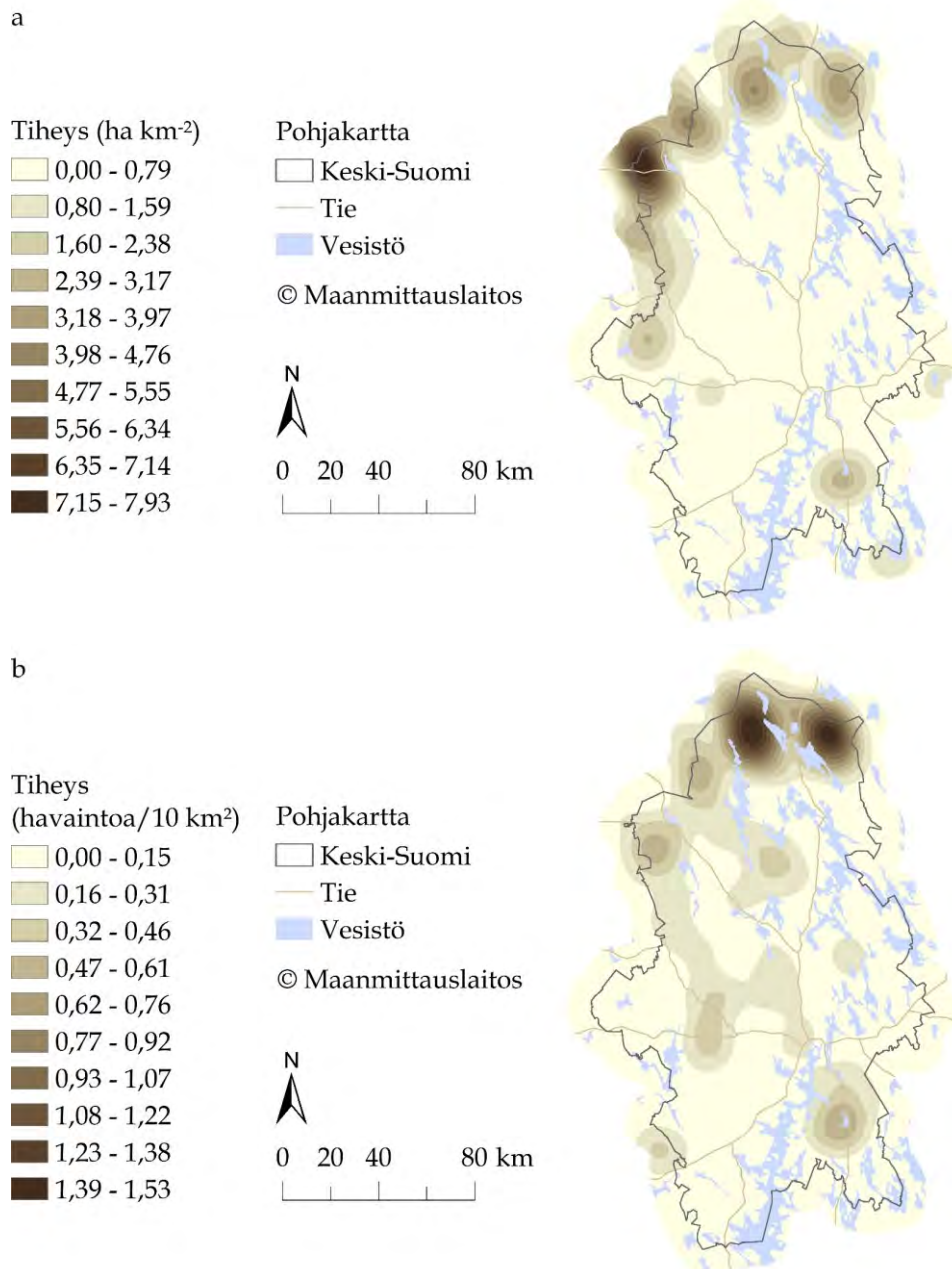


Kuva 11. Uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintokeskittymät a) ilman painoarvoja ja b) painoarvoilla. Painoarvo määräytyi pääasiassa lajin uhanalaisuuden ja havaintopaikan tilan mukaan, ja painotetut tiheydet skaalattiin nollan ja yhden välille. Kartat perustuvat 6136 havaintoon vuosilta 2000–2015 (liito-oravan havainnot eivät ole mukana tässä tarkastelussa). Lähde: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

4.1.3 Aineistojen ominaisuuksien ja esitystavan vaikutukset

Ydinestimoinnin käyttökelpoisuuden arvioimiseksi tässä tutkielmassa kokeiltiin esittää eri aineistoja ydinestimoinnin avulla. Tulosten vertailussa on syytä ottaa huomioon lähtöaineistojen ominaisuuksien ja tiheyksien esitystavan vaikutukset tulostarkoituksissa näkyviin keskittymiin. Laaditut tiheyskartat poikkesivat paljon toisistaan, mutta niissä oli myös yhtäläisyyksiä. Osa arvokkaiden luontokohteiden tiheyttä kuvaavien karttojen keskittymien yhtäläisyyksistä johtui siitä, että sama arvokas luontoalue saattoi kuulua useampaan lähtöaineistoon. Erityisesti Natura 2000 -kohteilla, luonnonsuojeluohjelma-alueilla ja valtion luonnonsuojelualueilla oli päällekkäisyyttä, ja näiden kohteiden keskittymät sijoittuivat osittain samoille alueille (kuva 10 ja liitteen 3 kuvat 1–2).

Arvokkaiden kohteiden ja lajihavaintojen tiheyksiä kuvaavissa kartoissa oli yhtäläisyyksiä toisiinsa erityisesti silloin, kun tarkasteltiin tiettyjä elinympäristöjä, kuten soita tai kallioita. Arvokkaat suot keskittyivät siis pääasiassa samoille alueille kuin uhanalaisten ja harvinaisten lehtolajien havainnot (kuva 12 ja liitteen 3 kuva 3), ja myös arvokkaiden kallioalueiden ja kalliolajien keskittymissä oli paljon yhtäläisyyttä (liite 3: kuva 5, liite 4: kuva 5). Toisaalta edellä mainituissa tulostarkoituksissa oli myös eroja esiin nousevissa keskittymissä ja niiden tärkeysjärjestyksessä, jos keskittymät asetetaan järjestykseen suurimman tiheysarvon mukaan.



Kuva 12. Arvokkaiden suoalueiden keskittymät (a) sekä uhanalaisten ja harvinaisten lettolajien havaintokeskittymät (b). Arvokkaissa suoalueissa ovat mukana soiden suojeluohjelma-alueet, ympäristöministeriön asettaman soiden-suojelutyöryhmän ehdotuksen mukaiset soidensuojeluverkostoa täydentävät lisäkohteet ja valtion mailla sijaitsevat soidensuojelualueet. Lajihavaintojen keskittymät perustuvat ensisijaisesti letoilla tai lettonevoilla elävien lajien 408 havaintoon ajalta 2000–2015. Lähdeaineistot: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016; Luonnonsuojeluohjelma-alueet, © SYKE 2010; Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, © Metsähallitus 2015; Soidensuojelun täydennysehdotus, Etelä-Suomi ja valtionmaan toteutuneet kohteet, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

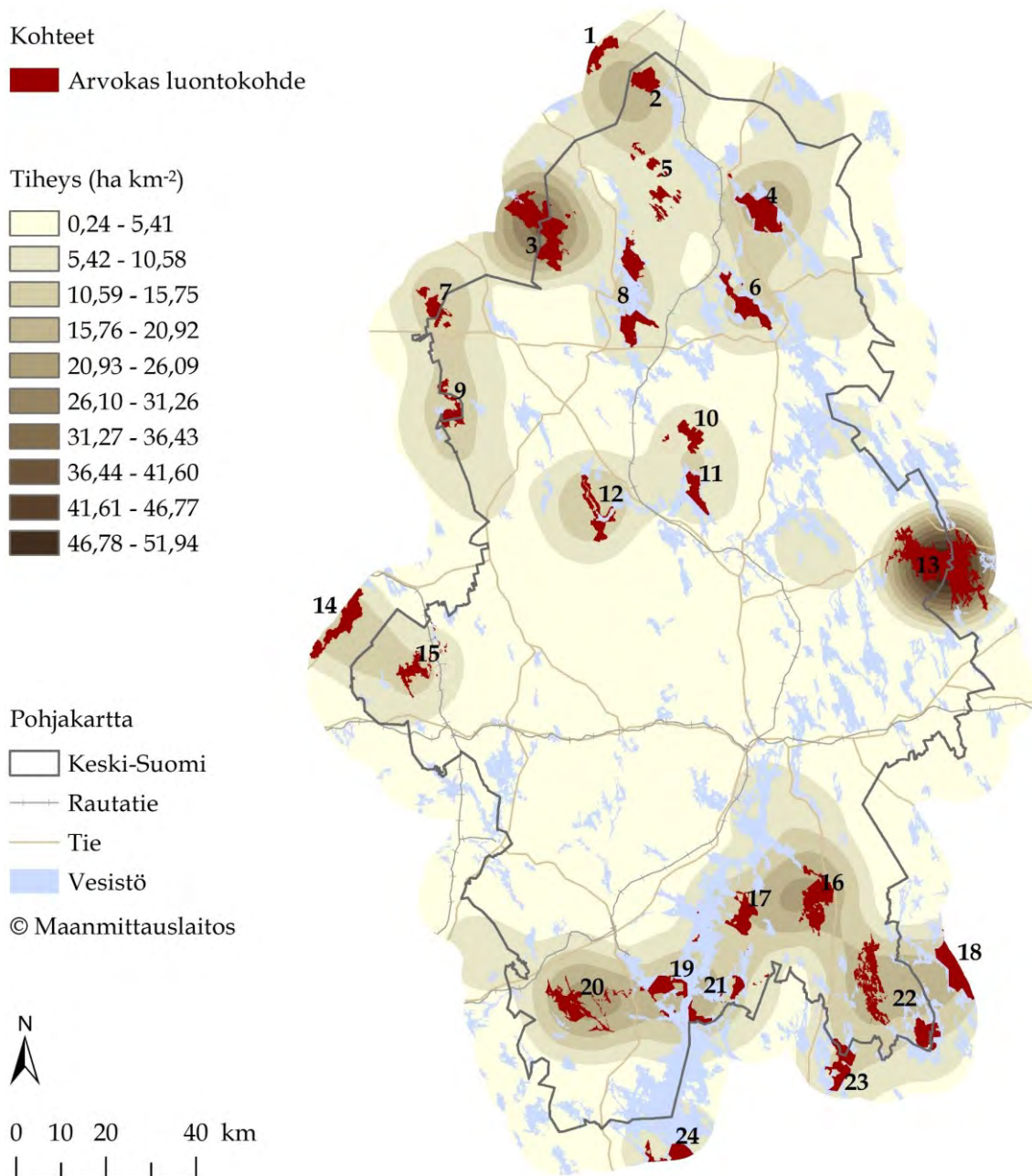
Keskittymisen voimakkuudessa oli vaihtelua eri lähtöaineistojen välillä. Keskittymä saattoi olla esimerkiksi laaja alue, jolla oli hieman ympäröiviä alueita korkeampia tiheysarvoja, tai suppea alue, jolla tiheydet olivat hyvin korkeita (vrt. liite 3: kuvat 2 ja 9). Tällainen vaihtelu johtui käytetyistä painoarvoista ja aineiston alueellisesta jakautumisesta. Tulokarttoja tulkittaessa on lisäksi huomioitava, että niiden väriasteikot olivat aineistokohtaisia, ja siten tummimmalla värillä esitetyt suurimmat tiheydet vaihtelivat aineistoittain. Vastaavasti myös kynnystiheys tulokartassa näkyvälle keskittymälle riippui aineistosta (taulukko 7). Yhdessä tulokartassa saattoi näkyä matalankin tiheyden keskittymiä, kun taas toisessa tulokartassa kynnys keskittymän näkymiselle oli korkea. Kynnysarvo oli osalla aineistoista suurempi ja osalla pienempi kuin keskiarvotiheys Keski-Suomessa (taulukko 7). Jos suurikokoinen luontokohde aiheutti tiheysjakaumaan poikkeuksellisen korkean huipun, pienikokoisempien kohteiden merkittävätkin keskittymät saattoivat jäädä piiloon. Tämä näkyi selvästi valtion mailla sijaitsevien luonnonsuojelualueiden alueellista jakautumista kuvaavassa tiheyskartassa, jossa korostui voimakkaasti Salamajärven kansallispuiston ympäristö maakunnan luoteisosassa (liite 3: kuva 2). Samaan aikaan muualla maakunnassa tiheyden täytyi olla selvästi keskiarvoa suurempi ennen kuin tulokartassa näkyi keskittymä (taulukko 7). Lisäksi kynnystiheyteen vaikutti valittu esitystapa, jossa tiheydet esitettiin tasavälein kymmenportaisella asteikolla. Yleensä tulokarttojen matalimmankin tiheysluokan alueilla oli arvokkaita luontokohteita tai lajihavaintoja. Myös uhanalaisten ja harvinaisten eliöiden lajiryhmistä osan havainnot keskittyivät voimakkaasti tietyille alueille ja osan havainnot jakaantuivat tasaisemmin ympäri maakuntaa (vrt. esim. jäkälien ja korpilajien havainto-keskittymät, liitteen 4 kuvat 1 ja 6).

Taulukko 7. Keskittymien kynnysarvojen vaihtelu kokonaispinta-alaltaan melko samansuuruisilla arvokkaiden luontokohteiden aineistoilla. Kynnysarvoa korkeammat tiheydet näkyvät ydinestimoinnin tulokartassa keskittymänä. Kun tiheydet esitettiin tasavälein jaoteltujen kymmenen tiheysluokan avulla, kynnysarvo oli kymmenesosa Keski-Suomen ja sitä ympäröivän kymmenen kilometrin vyöhykkeen suurimmasta tiheydestä. Kyseisen kynnysarvon lisäksi taulukossa esitetään estimoitujen tiheyksien keskiarvo ja keskihajonta Keski-Suomen sisällä. Estimoituja tiheyksiä on korjattu siten, että niiden keskiarvo on sama kuin aineistosta laskettu todellinen keskiarvo Keski-Suomessa.

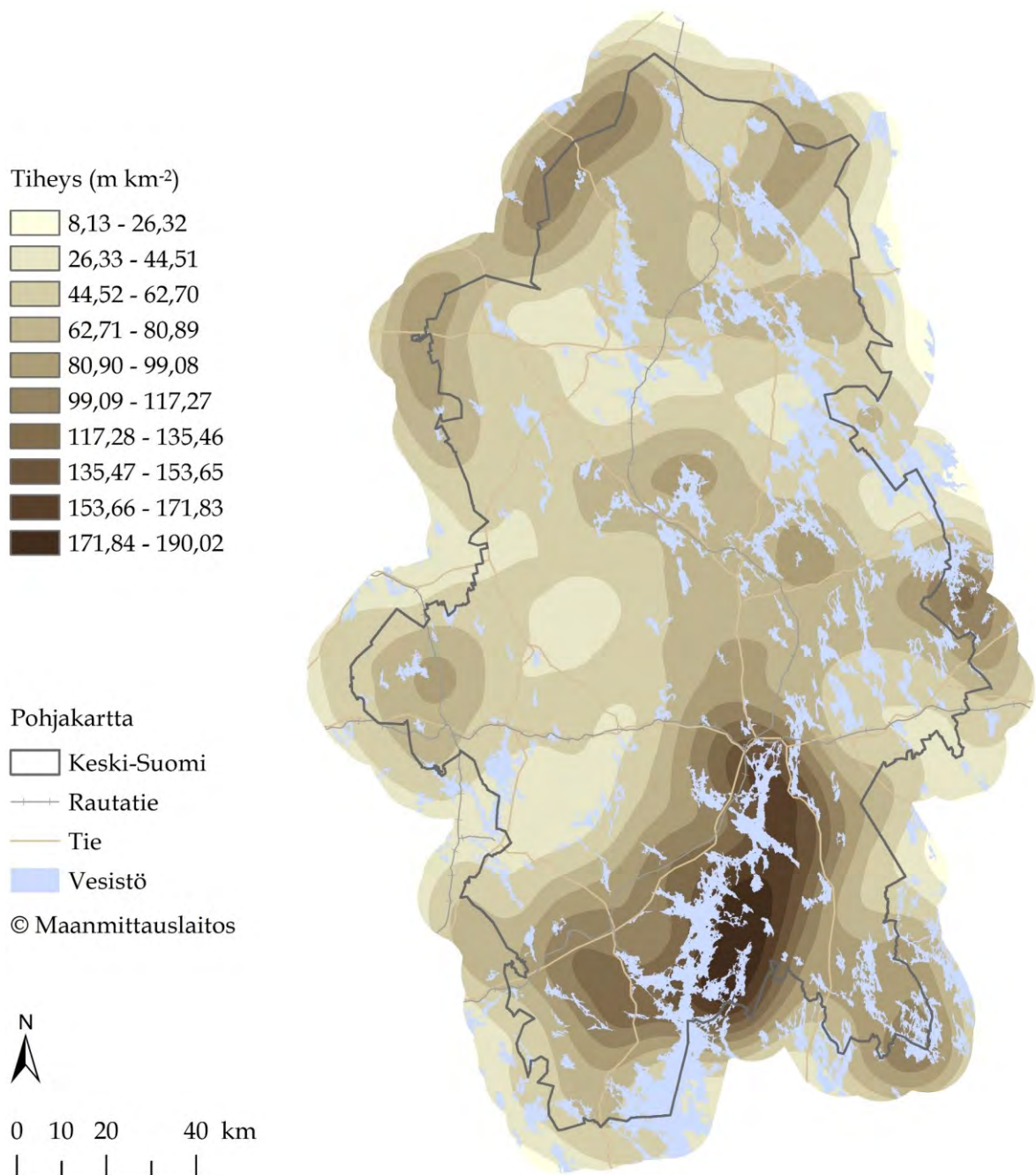
Arvokkaat luontokohteet	Tiheys (ha km ⁻²)	
	Kynnysarvo	Keskiarvo (keskihajonta)
Arvokkaat metsikkökuviot	0,24	0,54 (0,32)
Arvokkaat suoalueet	0,79	0,59 (1,01)
Luonnonsuojelualueet valtion mailla ja soidensuojelun toteutetut lisäkohteet	2,31	0,78 (1,92)
Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet	0,77	0,80 (1,31)

4.1.4 Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen alueellinen jakautuminen

Vaikka ydinestimoinnilla laadituissa tiheyskartoissa oli eroja, tietyille alueille painottui kuitenkin muita alueita enemmän arvokkaita luontokohteita sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintoja. Kun erilaisten luontokohteiden alueellista jakautumista kuvaavat tiheyskartat yhdistettiin, saatiin kokonaiskuva arvokkaiden luontokohteiden kattaman pinta-alan alueellisesta jakautumisesta Keski-Suomessa (kuvat 13–14). Arvokkaat luontokohteet painoutuivat erityisesti etelään järvisuudulle, itään Konneveden vesistön ympäristöön sekä luoteeseen ja pohjoiseen Suomenselän alueelle. Näillä alueilla myös uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintotiheys oli suuri. Ydinestimointitulosten mukaan havaintokeskittymien sijainnit vaihtelivat lajiryhmittäin (liite 4), mutta lajistollisesti merkittävänä alueina nousivat esiin erityisesti Päijänteen ympäristö sekä maakunnan keskiosassa sijaitsevan Pyhä-Häkin kansallispuiston seutu (kuva 11).



Kuva 13. Arvokkaiden luontokohteiden keskittymät pinta-alalla painotettuna. Lisäksi esitetään lähtöaineistojen kohteet, joiden pinta-ala on yli 18 km² (kohde-
luettelo liitteessä 5). Lähdeaineistot: Natura 2000 -alueet, © SYKE 2015; Luonnonsuojeluohjelma-alueet, © SYKE 2010; metsätietojärjestelmän arvokkaat metsikkökuviot, © Suomen metsäkeskus 2015; Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, © Metsähallitus 2015; Soidensuojelun täydennysehdotus, Etelä-Suomi ja valtion-
maan toteutuneet kohteet, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016; Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat, © SYKE ja GTK 2012; Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet, © SYKE 2016; Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat, © SYKE ja GTK 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

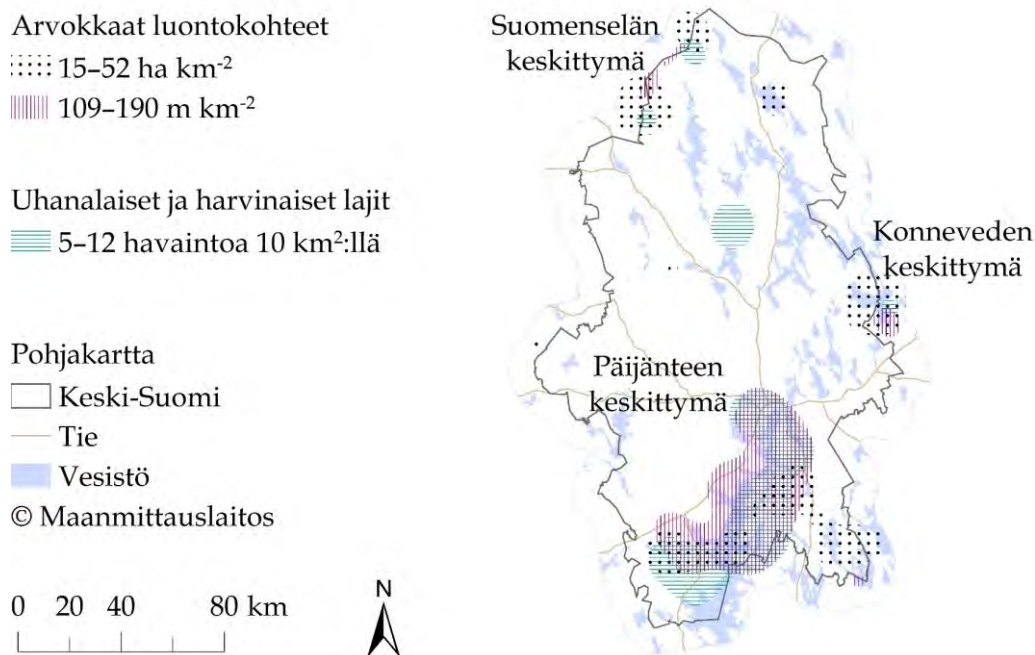


Kuva 14. Arvokkaiden luontokohteiden keskittymät pinta-alan neliöjuurella painotettuna. Lähdeaineistot: Natura 2000 -alueet, © SYKE 2015; Luonnonsuojelu-ohjelma-alueet, © SYKE 2010; metsätietojärjestelmän arvokkaat metsikkökuviot, © Suomen metsäkeskus 2015; Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, © Metsähallitus 2015; Soidensuojelun täydennysehdotus, Etelä-Suomi ja valtionmaan toteutuneet kohteet, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016; Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat, © SYKE ja GTK 2012; Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet, © SYKE 2016; Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat, © SYKE ja GTK 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

Kun arvokkaita luontokohteita painotettiin pinta-alalla, suurikokoiset Natura 2000 -kohteet, luonnonsuojeluohjelmien alueet sekä kansallispuistot ja luonnonpuistot määräisivät käytännössä keskittymien sijainnin, ja pienikokoisten luontokohteiden vaikutus tulokseen oli vähäinen (kuva 13). Arvokkaiden luontokohteiden kattaman pinta-alan alueellista jakautumista kuvaavassa kartassa olikin paljon yhtäläisyyksiä etenkin Natura 2000 -alueiden ja luonnonsuojeluohjelmien tiheyskarttojen kanssa (kuva 10 ja liitteen 3 kuva 1). Myös suuri osa arvokkaiden luontokohteiden yhteenlasketusta pinta-alasta muodostui Natura 2000 -alueista ja luonnonsuojeluohjelma-alueista (liite 1).

Pienempi koon painotus nosti maakunnan keskiosien tiheysarvoja suhteessa muihin alueisiin, ja Päijänteen seutu nousi suurimman tiheyden alueeksi (kuva 14). Tästä voidaan päätellä, että Päijänteenseudulla oli runsaasti pienikokoisia arvokkaita luontokohteita. Kun kohteita painotettiin pinta-alan neliöjuurella, saadussa tiheyskartassa oli yhtäläisyyttä erityisesti arvokkaiden metsikkökuvioiden tiheyttä kuvaavan kartan kanssa (liite 3: kuva 8). Pienikokoisten kohteiden, kuten arvokkaiden metsäkuvioiden, vaikutus tulokseen siis kasvoi, kun kohteiden kokoa painotettiin vähemmän.

Ydinestimointituloksista voitiin siis tunnistaa kolme luontoarvoiltaan erityisen merkittävää aluetta: Päijänteen, Konneveden ja Suomenselän keskittymät (kuva 15). Monipuolisimmin erilaisia luontoarvoja keskittyi eteläiselle järvisseudulle Päijänteen ympäristöön (taulukko 8, ks. myös liite 6). Uhanalaisten ja harvinaisten lajien eteläisen havaintokeskittymän korkeimpien tiheyksien alueet (kuva 11) poikkesivat hieman pinta-alalla ja pinta-alan neliöjuurella painotettujen luontokohteiden korkeimpien tiheyksien alueista (kuvat 13–14), mutta Päijänteen ympäristö korostui voimakkaasti kaikissa kolmessa tiheyskartassa.



Kuva 15. Arvokkaiden luontokohteiden sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien ydinestimoinnilla osoitetut korkeimman tiheyden alueet ja niiden perusteella nimetyt kolme luontoarvokeskittymää. Luontokohteiden suurimman tiheyden alueille esitetään kaksi versiota: pisteillä merkityissä keskittymissä kohteita on painotettu pinta-alalla ja pystyviivoilla merkityissä pinta-alan neliöjuurella. Lajihavaintokeskittymät perustuvat 6136 havaintoon vuosilta 2000–2015, ja havainnoille ei ole annettu painoarvoja. Kustakin ydinestimointituloksesta esitetään se 10 % pinta-alasta (Keski-Suomi + 10 km), jossa tiheys on suurin. Lähteet: Natura 2000 -alueet, © SYKE 2015; Luonnonsuojeluohjelma-alueet, © SYKE 2010; metsätietojärjestelmä, © Suomen metsäkeskus 2015; Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, © Metsähallitus 2015; Soidensuojelun täydennysehdotus, Etelä-Suomi ja valtionmaan toteutuneet kohteet, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016; Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat, © SYKE ja GTK 2012; Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet, © SYKE 2016; Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat, © SYKE ja GTK 2015; Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

Taulukko 8. Päijänteen, Konneveden ja Suomenselän seuduilla sijaitsevat arvokkaiden luontokohteiden sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien tärkeimmät keskittymät. Luontokohde- ja lajiryhmistä mainitaan vain ne, joiden maakunnallisesti suurin tiheys on yhdellä edellä mainituista kolmesta keskittymä-alueesta. Suurimpia tiheyksiä Keski-Suomen ulkopuolella ei huomioitu.

Keskittymä	Ydinestimoinnin avulla esitetyt aineistot	Suurin tiheys
Keski- ja Pohjois-Päijänteen seutu	Arvokkaat luontokohteet	ha km ⁻²
	Valtakunnallisesti arvokkaat geologiset muodostumat	7,78
	Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet	7,74
	Arvokkaat metsikkökuviot*	1,94
	Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt*	1,16
	Kemera-lain mukaisen ympäristötuen kohteet*	0,79
	METSO-ohjelmaan mahdollisesti soveltuvat kohteet*	0,36
	Uhanalaiset ja harvinaiset lajit	havaintoa/ 10 km ²
	Sammalet	3,68
	Kovakuoriaiset	2,17
	Vanhojen metsien, lehtojen ja runsaasti lahoppuuta sisältävien nuorempien metsien lajit**	6,80
Konneveden vesistö ja sen ympäristö	Lähteikköjen ja purojen lajit	0,54
	Kalliolajit	0,66
	Eliölajit-tietokannan kaikki lajit**	11,81
	Arvokkaat luontokohteet	ha km ⁻²
	Luonnonsuojeluohjelma-alueet	32,33
Suomenselkä	Natura 2000 -alueet	47,48
	Luonnonsuojelualueet yksityisomistuksessa olevilla mailla	3,33
	Arvokkaat luontokohteet (yhteensä)	51,94
	Arvokkaat luontokohteet	ha km ⁻²
	Luonnonsuojelualueet valtion mailla ja soidensuojelun toteutetut lisäkohteet	23,04
	Arvokkaat suoalueet	7,93
	Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat	2,00
	Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat	0,44
	Muut arvokkaat metsäelinympäristöt*	1,60
	Uhanalaiset ja harvinaiset lajit	havaintoa/ 10 km ²
	Sienet	3,81
	Lettojen ja lettonevojen lajit	1,53

* metsikkökuvioita yksityisomistuksessa olevilla mailla.

** lukuun ottamatta liito-oravaa.

Arvokkaiden luontokohteiden kattama pinta-ala oli kuitenkin kaikkein suurin Keski-Suomen itärajalla Konneveden järven ympäristössä (taulukko 8). Alueen erityisen korkeat tiheysarvot johtuivat siitä, että iso osa Konneveden vesistöstä kuuluu pinta-alaltaan suureen Natura 2000 -alueeseen ja rantojensuojeluohjelmaan (kuva 13: alue 13). Konneveden keskittymä oli osittain Keski-Suomen ulkopuolella. Maakunnan luoteis- ja pohjoisrajan tuntumaan muodostui puolestaan Suomenselän keskittymä, jossa on maakuntarajan molemmilla puolilla muun muassa suurikokoisia Natura 2000 -kohteita ja luonnonsuojelualueita (kuva 13: alueet 2, 3, 5, 7 ja 9). Salamajärven kansallispuiston ja sen vieressä sijaitsevan Salamaperän luonnonpuiston kohdalla (kuva 13: alue 3) arvokkaiden luontokohteiden kattama pinta-ala oli toiseksi suurin Keski-Suomessa.

Osalla tarkastelluista aineistoista merkittäviä painopistealueita muodostui myös Päijänteen, Konneveden ja Suomenselän luontoarvokeskittymien ulkopuolelle (liite 6). Maakunnan keskiosissa ei ollut huomattavan suurikokoisia luontokohteita, jotka olisivat nostaneet arvokkaiden luontokohteiden pinta-alalla painotettuja tiheysarvoja yhtä korkealle kuin Suomenselän ja Konneveden alueilla ja järvialueella etelässä. Keskiosaan muodostui kuitenkin keskittymä alueelle, jossa sijaitsee muun muassa Pyhä-Häkin kansallispuisto (kuva 13: alueet 10–12). Lajistollisesti merkittävällä Pyhä-Häkin alueella oli Keski-Suomen suurin uhanalaisten ja harvinaisten jäkälien havaintotiheys, ja alueelle keskittyi myös uhanalaisten ja harvinaisten sienten ja kovakuoriaisten havaintoja (liite 4: kuvat 1–3). Muuallakin maakunnan keskiosissa oli alueita, joilla uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintotiheys oli kohtalaisen suuri. Arvokkaiden luontokohteiden painoarvoille tehty neliöjuurimuunnos osoitti, että Päijänteen, Konneveden, Pyhä-Häkin ja Suomenselän keskittymien välisillä alueilla oli melko paljon pienikokoisia arvokkaita kohteita (kuva 14). Maakunnan pohjoisosissa tiheysarvoja nostivat puolestaan suurikokoiset arvokkaat järvet (kuva 13: alueet 4, 6 ja 8). Lisäksi arvokkaita kohteita keskittyi kohtalaisesti maakunnan länsiosaan (kuva 13: alueen 15 ympäristö).

4.2 Metsien hiilivarastot ja puuston tilavuus kivennäismailla

Kivennäismailla oleville metsätalousalueille oli Keski-Suomessa varastoitunut 159 Tg hiiltä eli keskimäärin $13,3 \text{ kg m}^{-2}$ sisältäen puustoon ja maaperään varastoituneen hiilen (taulukko 9). 62 % hiilestä (99 Tg) oli varastoitunut maaperään ja 38 % (61 Tg) puuston biomassaan. Hiilivarastojen suuruudessa oli paikallisia ja alueellisia eroja (liite 7: kuvat 1–3), ja kokonaishiilimäärässä vaihtelu ($1,2\text{--}33,2 \text{ kg m}^{-2}$, keskihajonta $3,0 \text{ kg m}^{-2}$) oli suurempaa kuin maaperään sitoutuneen hiilen määrässä ($1,2\text{--}12,6 \text{ kg m}^{-2}$, keskihajonta $1,4 \text{ kg m}^{-2}$). Tämä johtui merkittävästä vaihtelusta puuston määrässä. Metsien hakkuut vaikuttavat paljon puustoon sitoutuneen hiilen määrään ja siten hiilen kokonaismäärään paikallisella tasolla. Runsaspuustoisimmilla alueilla suurin osa hiilestä oli varastoituneena puustoon, kun taas taimikoissa ja vähäpuustoisilla alueilla maaperä oli usein puustoa merkittävämpi hiilivarasto. Hiilen määrän keskihajonta ja vaihteluväli riippuvat kartassa käytettävästä kuva-alkion koosta, ja laadituissa ekosysteemi-palvelukartoissa kuva-alkion koko oli 256 m^2 ($16 \text{ m} \times 16 \text{ m}$). Suurempi kuva-alkion koko yleistäisi tulosta, ja silloin keskihajonta ja vaihteluväli olisivat pienempiä. Tulosten yleistäminen suurempaan kuva-alkion kokoon vähentäisi myös monilähteen valtakunnan metsien inventoinnin ennustevirheiden vaikutusta tuloksiin.

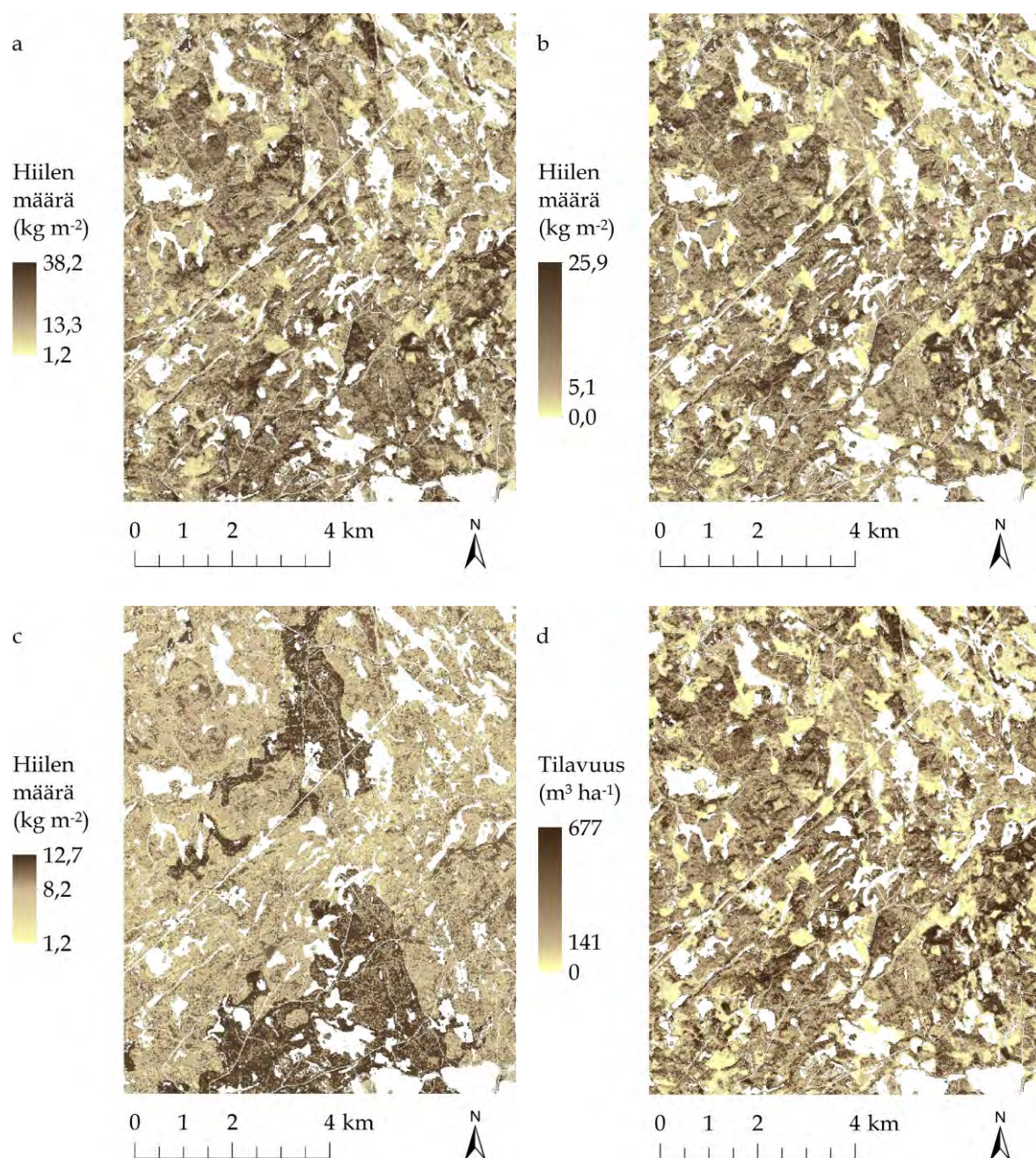
Hiiltä oli varastoitunut kivennäismaan metsissä eniten Keski-Suomen eteläosien järvisyysalueille ja vähiten luoteeseen (liite 7: kuvat 1–3). Maakunnan länsi- ja pohjoisosien lisäksi muun muassa maakunnan itäosassa sijaitsevan Konneveden vesistön pohjoispuolella hiilivarastot olivat ympäröiviä alueita pienempiä. Maaperään varastoituneen hiilen määrä kyseisellä alueella oli kuitenkin keskitasoa. Esimerkiksi Isojärven kansallispuisto puolestaan erottui Päijänteen seudulla puuston erityisen korkean hiilimäärän vuoksi. Maaperän hiilimäärä Isojärven ympäristössä oli samaa suuruusluokkaa kuin muilla lajittumattomien maalajien alueilla Päijänteen seudulla.

Taulukko 9. Maaperään ja puuston biomassaan varastoituneen hiilen määrä metsätalousmailla, joilla maaperä on kivennäismaata. Hiilen määrä arvioitiin ruuduittain, ja yhden ruudun koko oli 16 m × 16 m.

	Hiilimäärä (kg m ⁻²)			
	Keski-Suomi + 10 km		Keski-Suomi	
	Keskiarvo ja keskihajonta	Vaihteluväli	Keskiarvo ja keskihajonta	Vaihteluväli
Maaperä ja puusto yhteensä	13,3 (3,1)	1,2–38,2	13,3 (3,0)	1,2–33,2
Puuston biomassa	5,1 (2,5)	0,0–25,9	5,0 (2,5)	0,0–21,2
Maaperä	8,2 (1,4)	1,2–12,7	8,2 (1,4)	1,2–12,6
Eloperäinen kerros	2,0 (0,1)	1,2–2,2	2,0 (0,1)	1,2–2,2
Kivennäismaa, syvyys 0–1 m*	6,1 (1,2)	0,0–8,2	6,1 (1,2)	0,0–8,2
Lajittuneet maat, syvyys > 1 m	0,2 (0,6)	0,0–2,3	0,2 (0,6)	0,0–2,3

* ilman eloperäisen kerroksen hiiltä.

Ekosysteemipalvelukarttojen erot tulivat esiin erityisesti suurimittakaavaisissa kartoissa, joissa metsikkötason vaihtelut hiilen ja puuston määrän alueellisessa jakautumisessa olivat selvästi nähtävissä (kuva 16). Biomassan hiilivarastot jakautuivat laukukkaasti siten, että eri kehitysvaiheiden metsiköt erottuivat jyrkkärajaisina. Osassa metsikkölaikuista hiiltä oli hyvin vähän biomassassa, ja maaperä oli yleensä silloin puustoa suurempi hiilivarasto. Myös kokonaishiilivarastojen jakautumista kuvaavassa kartassa näkyi selvästi eri aikaisista hakkuista johtuvaa metsikkötason vaihtelua, mutta maaperän hiilen huomioimisen vuoksi väriasteikon matalimmat arvot olivat harvinaisempia kuin biomassan hiilivarastoja kuvaavassa kartassa.



Kuva 16. Kivennäismaiden metsiin varastoituneen hiilen kokonaismäärä (a), hiilen määrä biomassassa (b) ja maaperässä (c) sekä puuston tilavuus (d) Keski-Suomessa sijaitsevalla esimerkkialueella. Väriasteikot ovat kuvakohtaisia. Vaalein keltainen väri kuvaa matalinta ja tummin ruskea väri korkeinta arvoa Keski-Suomessa ja maakuntaa ympäröivällä kymmenen kilometrin vyöhykkeellä. Lähdeaineistot: Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013, © Luke 2015; Säähavaintojen vuorokausiarvot, © Ilmatieteen laitos 2016; Maaperä 1:200 000, © GTK 2010.

Maaperän hiilivarastot olivat suuria erityisesti alueilla, joilla pohjamaan maalaji oli lajittunutta, ja pelkästään maaperän hiilivarastoja tarkasteltaessa tällaiset alueet erottuivat paikoitellen suhteellisen laajoina korkean hiilimäärän alueina (kuva 16 c). Näillä alueilla oletettiin olevan tavallista paksumpi maakerros. Lajittuneiden maiden sijainteja mukailevan vaihtelun lisäksi maaperän hiilimäärissä oli pienipiirteisempää vaihtelua. Hiilen määrän vaihteluihin vaikutti osaltaan se, että käytetyissä lähdeaineistoissa maalajeja koskevat tiedot olivat yleispiirteisempiä kuin metsätyyppejä ja puuston biomassaa koskevat tiedot.

Vaikka maaperään varastoituneen hiilen kokonaismäärä oli yleensä korkea alueilla, joilla pohjamaan maalaji oli lajittunutta, näillä alueilla maaperässä 0–1 metrin syvyydellä oli hiiltä paikoin ympäröiviä alueita vähemmän. Siitä huolimatta kivennäismaan paikallisesti suurimmat hiilivarastot (etelässä $11\text{--}13\text{ kg m}^{-2}$ ja pohjoisessa $10\text{--}12\text{ kg m}^{-2}$) olivat lajittuneiden maalajien alueilla, joilla metsä oli tuoretta kangasta, lehtomaista kangasta tai lehtoa. Myös moreenimaiden ja ohuen maaperän alueiden lehtomaisilla kankailla ja lehdoissa maaperässä oli $9\text{--}10\text{ kg m}^{-2}$ hiiltä. Pienin hiilimäärä $1,2\text{ kg m}^{-2}$ oli puolestaan vähätuottoisimmilla kallioilla, jotka oli luokiteltu kitu- tai joutomaaksi. Matala hiilimäärä oli myös kivikoilla, hietikoilla ja metsämaaksi luokiteltavilla kallioilla sekä moreeni- ja kalliomaiden karukkokankailla ja kuivilla kankailla. Tehoisan lämpötilasumman huomioiminen vaikutti hiilimäärään siten, että korkeimman lämpötilasumman alueilla hiilen määrä oli noin 1 kg m^{-2} enemmän kuin muutoin olosuhteiltaan vastaavilla matalimman lämpötilasumman alueilla.

Puuston määrä (kuva 16 d) ja puuston biomassaan varastoituneen hiilen määrä (kuva 16 b) jakautuivat odotuksen mukaisesti hyvin samalla tavalla, vaikka hiilen määrän laskennassa oli mukana myös sellaisia puun osia, joita ei ollut huomioitu tilavuuden laskennassa. Kivennäismaan metsissä Keski-Suomessa puustoa oli keskimäärin $140,9\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$, mutta puuston määrä vaihteli paljon paikallisesti (taulukko 10). Alueittainen vaihtelu oli samankaltaista kuin hiilen kokonaismäärän vaihtelu. Puustoa oli eniten järviseduilla maakunnan etelä- ja itäosissa ja vähiten

Suomenselän alueella. Esimerkiksi Konneveden vesistön pohjoispuolella puustoa oli vähänlaisesti. Isojärven kansallispuisto erottui puolestaan alueena, jolla puuston tilavuus oli erityisen korkea (liite 7: kuva 4).

Taulukko 10. Puuston tilavuus metsätalousmailla sekä tilavuuden keskihajonta ja vaihteluväli, kun tilavuutta tarkasteltiin ruuduittain ja yhden ruudun koko oli 16 m × 16 m.

Alue	Metsän kasvupaikkatyyppi	Keskitilavuus ja keskihajonta (m ³ ha ⁻¹)	Vaihteluväli (m ³ ha ⁻¹)	Kokonais-tilavuus (milj. m ³)
Keski-Suomi	Kivennäismaat ja suot	133,8 (73,9)	0–640	196,5
	Kivennäismaat	140,9 (74,6)	0–640	169,5
Keski-Suomi + 10 km	Kivennäismaat ja suot	133,0 (75,2)	0–677	276,8
	Kivennäismaat	141,1 (75,6)	0–677	236,7

5 TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Johdanto tulosten tarkasteluun

Tutkielman ensimmäisenä tavoitteena oli arvioida tiheyden estimoinnin soveltuvuutta luontoarvoiltaan merkittävien alueiden esittämiseen maakunta-kaavoituksessa. Tulosten visuaalisen tarkastelun ja aihetta käsittelevän kirjallisuuden (Silverman 1986) perusteella ydinestimoinnin todettiin esitystavan selkeyden vuoksi soveltuvan naiivin estimaattorin menetelmää paremmin luontoarvokeskittymien esittämiseen. Ydinestimoinnilla laadittiin karttoja, jotka kuvaavat arvokkaiden luontokohteiden sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien alueellista jakautumista Keski-Suomessa. Tuloksiin vaikuttivat subjektiivisesti valittu yleistystaso, kohteiden painoarvot sekä käytetyt aineistot ja niiden esikäsittelyssä tehdyt valinnat (näiden valintojen vaikutusta ja menetelmän luotettavuutta tarkastellaan yksityiskohtaisemmin luvuissa 5.2–5.4). Tulokarttojen tulokinnassa tulee

huomioida myös niihin valitun tiheysluokituksen vaikutus. Tulosten tarkastelun lopussa tuodaan esiin mahdollisuuksia menetelmän jatkokehittämiselle maakuntakaavoitusta varten.

Tutkielman toisena tavoitteena oli kartoittaa kivennäismaiden metsien hiilivarastot Keski-Suomessa ja arvioida käytetyn menetelmän soveltuvuutta maakunnallisen alueidenkäytön tarpeisiin. Hiilen määrän alueellisesta jakautumisesta laadittiin kartta, jonka luotettavuutta arvioidaan luvussa 5.5 eri näkökulmista. Lopuksi käsitellään laajemmin paikkatietomenetelmien tarjoamia mahdollisuuksia luonnonsuojelua, ilmastoa ja biotaloutta koskevien tavoitteiden huomioimiseksi ja yhteensovittamiseksi maankäytön suunnittelussa.

5.2 Parametrien, esikäsittelyn ja esitystavan merkitys ydinestimoinnissa

5.2.1 Tasoitusparametri ja yleispiirteisyys

Ydinestimoinnin tuloksena saadut tiheyskartat ovat yleispiirteisiä esityksiä luontoarvojen alueellisesta jakautumisesta. Yleispiirteisyyden tasoa säätelevän tasoitusparametrin valinta on sekä etu että haaste ydinestimoinnissa. Etuna on ydinestimoinnin soveltuvuus eri mittakaavan tarkasteluihin, koska tasoitusparametria voidaan säätää tarkoitukseen sopivaksi (Mola-Yudego ja Gritten 2010). Tasoitusparametrin arvon subjektiivinen valinta riittää yleensä silloin, kun tarkoituksena on tutkia aineiston rakennetta (Silverman 1986). Sopivan arvon päättäminen voi olla kuitenkin haastavaa. Valinta tulisi olla perusteltu, sillä tasoitusparametri vaikuttaa paljon estimoituihin tiheysarvoihin ja tuloksen yksityiskohtaisuuteen.

Yleispiirteisyyden taso säädettiin tasoitusparametrin avulla maakunnan mittakaavaan ja maakuntakaavoituksen tarkoitukseen sopivaksi. Hyväksi yleispiirteisyyden tasoksi arvioitiin esitystapa, jossa maakunnan tärkeimmät luontoarvokeskittymät voitiin esittää muutamana suhteellisen laajana ja yhtenäisenä aluekokonaisuutena sen sijaan, että muodostuisi paljon pienikokoisia

keskittymiä. Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen tarkasteluun valitulla tasoitusparametrin arvolla 17,8 km säilytettiin riittävästi yksityiskohtia maakuntakaavoituksen tarkoitukseen, mutta tulos toi myös selkeästi esiin kunkin aineiston alueellisen jakautumisen pääpiirteitä.

Koska ydinestimointi tasoittaa alueiden välisiä tiheyseroja, estimoidut matalat tiheydet olivat keskimäärin korkeampia kuin todellisuudessa. Vastaavasti karttojen korkeat tiheydet olivat keskimäärin matalampia kuin todellinen tiheys. Tasoitusparametrin arvo vaikuttaa tiheyksien vaihteluväliin siten, että arvon pienentyessä suurin tiheys nousee ja lopputulos muuttuu useita kapeita huippuja sisältäväksi. Ydinestimoinnin laskentatavasta johtuen myös tason 100 ha km² ylittävät tiheydet arvokkaille luontokohteille olisivat olleet mahdollisia, jos tasoitusparametrille olisi annettu matalahko arvo. Tasoitusparametrin arvon kasvaessa suurin estimoitu tiheys puolestaan laskee kohti tutkimusalueen keskiarvotiheyttä. Tästä syystä tiheysarvo tietyssä yksittäisessä pisteessä voi olla selkeintä tulkita vain suhteellisena tiheytenä siten, että esitetyissä tulokartoissa tummempi väri kuvaa suurempaa tiheyttä ja vaaleampi pienempää tiheyttä.

Tasoitusparametri pyrittiin valitsemaan siten, että se sopisi vähintään kohtuullisen hyvin kaikkiin käytössä olleisiin aineistoihin ja että yksityiskohtia säilyisi mieluummin liikaa kuin liian vähän. Usein on parempi valita hieman liian pieni kuin liian suuri tasoitusparametri, sillä tiheyskartan katsoja voi silmämääräisesti arvioida, miltä tasaisempi tulos näyttäisi. Sen sijaan on vaikeampi silmämääräisesti arvioida, miltä epätasaisempi tulos näyttäisi (Silverman 1986). Kaikkien aineistojen esittämiseen 17,8 km ei välttämättä ollut sopivin tasoitusparametrin arvo. Jos aineiston kohteet olivat harvaan sijoittuneita ja jos tasoitusparametrin arvo oli siihen nähden pieni, tiheyden mukaan luokitellussa tulokartassa varsinkin suurikokoisten kohteiden ympärille muodostui pyöreitä kuvioita (liite 3: kuva 2). Ympyräkuvioita muodostui myös silloin, kun aineiston koko oli pieni (liite 3: kuva 6) tai lajihavaintoja oli tehty suppealla alueella huomattavasti lähialueita runsaammin (liite 4: kuva 1). Tällaisissa tapauksissa tasoitusparametria

suurentamalla voitaisiin saada paremmin esiin jakauman yleispiirteisiä muotoja. Silloin keskittymistä tulisi kuitenkin hyvin laajoja. Jos ydinestimoinnissa tasoitetaan liikaa, keskittymän laajuus tulee yliarvioituksi. Siksi on hyvä tuntea tutkittavan ilmiön ekologiaa tai aineiston rakennetta sopivan tasoitusparametrin valitsemiseksi (Nelson ja Boots 2008). Optimaalisen tai automaattisen tasoitusparametrin valintaan kehitettyjä menetelmiä voidaan hyödyntää silloin, jos halutaan käyttää pelkästään aineiston rakenteen perusteella sovitettua aineistokohtaista tasoitusparametria.

Tässä työssä ydinestimoinnissa käytettiin arvokkaille kohteille ja lajihavainnoille laajaa vaikutusaluetta, joka ei ole ekologisesti perusteltu. Monien lajien elinalueeseen tai leviämismahdollisuuksiin verrattuna käytetty 1000 neliökilometrin vaikutusalue oli luultavasti liian laaja. Siksi tämän tutkielman tuloksista ei voida tehdä päätelmiä ekologista yhteyksistä. Tasoitusparametrin arvo vaikutti myös siihen, mitkä alueet nousivat esiin tärkeimpinä keskittyminä. Ekologisten verkostojen kannalta liian harvat alueet saattoivat korostua liikaa suhteessa niihin alueisiin, joilla on todellisuudessa ekologisia yhteyksiä. Jos erilaisten luontokohteiden ja lajihavaintojen tarkasteluun sopivien vaikutusalueiden laajuudesta on riittävästi tietoa ja jos tavoitteena on esimerkiksi ekologisten yhteyksien tunnistaminen tai leviämismahdollisuuksien arviointi, jokaiselle luontokohdetyypille ja lajille tai lajiryhmälle on mahdollista käyttää omaa tasoitusparametria.

Ydinestimointituloksia arvokkaiden luontokohteiden alueellisesta jakautumisesta voidaan tarkastella myös ekosysteemien tarjoamien virkistysmahdollisuuksien näkökulmasta. Suomessa kaksi kolmasosaa yhden päivän aikana tapahtuvasta lähiulkoilusta kohdistuu kävelymatkan päähän asuinpaikasta, ja neljäsosa lähiulkoilusta tehdään jotakin kulkuneuvoa käyttäen korkeintaan puolen tunnin matkan päähän (Neuvonen ja Sievänen 2011). Kohteen vaikutusalueen säteenä käytetty noin 20 kilometrin etäisyys voisi suuruusluokaltaan olla melko lähellä tätä puolen tunnin matkaa, ja ytimen muodon vuoksi lähimpien alueiden

painottuminen tulisi kohtuullisesti huomioiduksi. Tulos kuvaisi alueen vetovoimaisuutta lähiulkoilun kannalta. Tulosten tulkintatapa riippuukin siitä, miten tasoitusparametrin valintaa on perusteltu.

Tasoitusparametrin arvosta riippumatta ydinestimointi tuo joka tapauksessa esiin aineiston merkittävimpien keskittymien sijainnin. Tästä syystä ytimen laajuuden valinta ei vaikuta menetelmän luotettavuuteen, jos vain merkittävimmät keskittymät halutaan löytää. Tulosten tulkinnassa tulee kuitenkin huomioida, että suhteellisen laajan ja tasoittavan ytimen vuoksi pieniä keskittymäalueita saattoi jäädä löytymättä muun muassa maakunnan keskiosissa. Merkittävimpien keskittymien ympärillä tai välissä vähemmän arvokkaat alueet puolestaan saattoivat saada korkeahkon tiheysarvon.

5.2.2 Painoarvojen merkitys

Kohteille ja havainnoille annetut painoarvot vaikuttavat ydinestimoinnin tuloksessa siihen, mitkä alueet korostuvat suuremman tiheyden vuoksi ja miten merkittävänä nämä alueet näyttäytyvät suhteessa toisiinsa. Painoarvojen vaikutus oli huomattava, kun arvokkaita luontokohteita painotettiin kunkin kohteen pinta-alalla ja kun aineistossa oli hyvin erikokoisia kohteita. Tuloksia tulkitessa tulee ottaa huomioon, että pinta-ala ei kuvaa suoraan luontokohteen arvoa. Elinympäristölaikun koolla on kyllä merkitystä lajien selviytymisen kannalta, sillä suurista laikuista voi löytyä todennäköisemmin sopivaa elinympäristöä tietyille lajille, kun taas pienissä elinympäristölaikuissa häiriöt vaikuttavat usein dramaattisemmin ja lajit kuolevat paikallisesti sukupuuttoon herkemmin. Pienillä laikuilla suhteellisen suuri osa pinta-alasta on reuna-aluetta, mikä voi heikentää alueen sopivuutta joidenkin lajien elinympäristöksi. Reuna-alueen eliöstö voikin muodostaa merkittävän osan laikun eliöyhteisöstä (Beeby 1993). Näin ollen yhden ison alueen ekologinen merkitys voi olla suurempi kuin monen pienen alueen merkitys. Tässä mielessä suurikokoisten alueiden painottaminen ydinestimoinnissa on perusteltua. Toisaalta on kuitenkin hyvin mahdollista, että jollakin pienellä ja ravinteikkaalla

elinympäristölaikulla on monimuotoisempi eliöstö kuin laajemmalla ja karummalla alueella. Jos halutaan vertailla alueiden välisiä eroja luonnon monimuotoisuuden ja muiden luontoarvojen kannalta, pinta-ala painoarvona saattaakin korostaa suurikokoisia kohteita liikaa. Tähän saattaa viitata ydinestimointituloksissa nähtävä suurikokoisten kohteiden huomattava vaikutus keskittymien muodostumiseen, kun aineistoja esitettiin painottamalla kohteita niiden pinta-alalla. Suurikokoisia kohteita sisältäviä aineistoja esitettäessä maakunnan keskiosiin ei juuri muodostunut merkittäviä luontokohdekeskittymiä, sillä suurimmat kohteet sijaitsivat maakunnan rajan lähellä sekä maakunnan etelä- ja pohjoisosissa (esim. kuva 10 a, s. 92). Muut tarkastelut osoittivat kuitenkin arvokkaiden luontokohteiden ja huomionarvoisten lajien painottumista myös maakunnan keskiosiin (esim. kuvat 10 b ja 11, s. 92–93).

Jos luontokohteen arvon mittarina käytetään sen lajirunsautta, pinta-alan neliöjuuri saattaa kuvata arvoa paremmin kuin pinta-ala. Alueen koko selittää yleensä kuitenkin vain noin puolet lajimäärän vaihtelusta (Boecklen ja Gotelli 1984). Kohteen muoto vaikuttaa siihen, kuinka suuri osa pinta-alasta on reuna-aluetta ja kuinka paljon on ydinaluetta. Ekologiseen arvoon vaikuttavat elinympäristöjen välinen kytkeytyneisyys sekä kohteen luonnontilaisuus ja monimuotoisuus. Luontokohteen painoarvoa voisi nostaa esimerkiksi uhanalaisten lajien ja luontotyyppien esiintyminen. Aikoinaan kehitetyn uhanalaisuuteen ja elinympäristötietoihin perustuvan ympäristöluokituksen (Rossi 1993, Rossi ja Kuitunen 1996) mukaan Suomen etelä- ja keskiosissa arvokkaimpia elinympäristötyyppejä olivat muun muassa karut kedot, rantaelinympäristöt, lehdot ja lehtimetsät sekä karut kalliot. Tällaisia elinympäristöjä sisältäviä luontokohteita voisi mahdollisesti painottaa muita kohteita enemmän. Edellä mainittu arvoluokitus ei ollut kuitenkaan suoraan sovellettavissa arvokkaiden luontokohteiden painoarvoihin tässä työssä, koska arvokkaista luontokohteista ei ollut käytettävissä tietoja niillä esiintyvistä arvoluokkia vastaavista luontotyypeistä eikä myöskään kattavaa lajistotietoa.

Myös maa- ja vesielinympäristöjen välisiä eroja voitaisiin huomioida painoarvojen avulla, sillä pelkkä pinta-ala ei välttämättä ole hyvä mittari arvokkaiden vesistöjen ja maalla olevien luontokohteiden merkittävyyden vertaamiseen. Käytetyt arvokkaiden luontokohteiden aineistot sisälsivät laajoja vesistöalueita, jotka korostuivat tuloksissa korkean tiheyden alueina. Vesistöjen suojelu poikkeaa maalla olevien luontokohteiden suojelusta, sillä luontoarvojen turvaaminen yhdessä osassa järveä voi vaatia toimenpiteitä veden tilan parantamiseksi koko järven alueella ja sen valuma-alueella, ja siksi arvokkaat vesistökohteet ovat usein laaja-alaisia. Esimerkiksi rantojensuojeluohjelma-alueiden rajauksiin kuuluu laajoja järvialueita. Jos taas halutaan tarkastella arvokkaiden luontokohteiden jakautumista virkistyskäytön näkökulmasta, kohteille voitaisiin käyttää niiden maisema- ja virkistysarvoja kuvaavia painoarvoja. Arvokkaista luontokohteista merkittäviä maisema- ja virkistysarvoja olisi esimerkiksi kansallispuistoilla, maisema-alueilla, lintuvesien ja rantojen suojeluohjelma-alueilla sekä monilla valtakunnallisesti arvokkailla kallioilla, harjuilla ja muilla geologisilla muodostumilla.

Jos painoarvo perustuisi kohteen koon sijaan laadullisiin ominaisuuksiin, ydinestimointitulos voisi osoittaa luontoarvoiltaan tai virkistysarvoiltaan merkittävimmät alueet tutkimusalueella. Luontokohteiden arvottaminen painoarvojen antamista varten on kuitenkin haastavaa, ja tätä tutkielmaa varten mielekkäitä luontoarvoihin perustuvia painoarvoja ei ollut saatavilla. Painottamalla kohteita niiden pinta-alalla vältettiin painoarvojen subjektiivisen valinnan aiheuttama epävarmuus tuloksissa. Tällöin tulostulosten tiheyslukemat eivät kuvaa alueiden arvoa vaan arvokkaiden luontokohteiden kattamien alueiden laajuutta maakunnan eri osissa.

Painoarvojen käyttö voi olla tarpeen myös kartoitettaessa luontoarvoiltaan merkittäviä alueita lajihavaintojen perusteella, vaikka tässä tutkielmassa lajin uhanalaisuuden ja havaintopaikan tilan mukaan annetuilla painoarvoilla ei havaittu olevan suurta vaikutusta tuloksiin. Painotustavassa voitaisiin huomioida

lajin esiintyvyys siten, että harvinaisuus lisäisi painoarvoa. Lisäksi jos painoarvojen asteikko olisi laajempi kuin yhdestä kymmeneen, painoarvot vaikuttaisivat enemmän tulokseen. On kuitenkin haastavaa arvioida, kuinka paljon arvokkaampi vaikkapa erittäin uhanalainen laji on verrattuna vaarantuneeseen lajiin. Painoarvoja varten tarvittavien lajitietojen saatavuus vaihtelee, ja tässä tutkielmassa uhanalaisuustiedon puuttuminen saattoi johtaa joidenkin lajihavaintojen merkittävyyden aliarviointiin (kuva 11 b). Painoarvojen vaikutus tulokseen riippuu myös siitä, miten painotetut havainnot sattuvat jakautumaan. Jollain alueella saattaa olla poikkeuksellisen paljon tietyn lajiryhmän erittäin uhanalaisia lajeja, mikä voi jäädä huomaamatta tarkasteltaessa suurta lajijoukkoa ilman painoarvoja. Lajien kannalta keskeisimmät alueet voidaankin saada selkeämmin esiin painoarvojen avulla. Lajihavaintojen ja luontokohteiden keskittymät olisi mahdollista yhdistää myös samaan karttaan, jos löydetään sopiva tapa painottaa lajihavaintoja suhteessa arvokkaisiin kohteisiin.

5.2.3 Aineistojen esikäsittelyn ja tulosten esitystavan vaikutus

Lähtöaineistojen esikäsittelyssä tehtävät valinnat voivat vaikuttaa ydinestimointituloksiin. Aineistokokonaisuuksien yhdistämisen yhteydessä kohteiden päällekkäisyydet poistettiin, jotta kohteiden kattama pinta-ala tulisi huomioiduksi vain yhden kerran. Saman alueen sisältyminen erilaisten luontokohteiden aineistoihin saattaa kuitenkin tarkoittaa, että alueella on enemmän suojeluperusteita ja luontoarvoja kuin samankokoisessa luontokohteessa, joka löytyy vain yhdestä aineistosta. Silloin päällekkäisten alueiden korostuminen tiheyskartassa voisi olla perusteltua. Toisaalta sama alue saattoi olla mukana eri aineistoissa myös samojen luontoarvojen vuoksi. Tällaisia kohteita olivat esimerkiksi luonnonsuojelualueiden ja luonnonsuojeluohjelmien aineistoissa olevat päällekkäiset alueet.

Arvokkaiden luontokohteiden tiheyskartat laadittiin kohteita edustavien pisteiden perusteella, ja tapa muuntaa aineisto pistemuotoiseksi vaikutti hieman keskittymien muodostumiseen. Tällä oli merkitystä lähinnä alueilla, joilla oli

monesta osa-alueesta koostuvia tai suurikokoisia luontokohteita. Valmiissa aineistokokonaisuuksissa moniosaista kohdetta edusti yksi piste, ja tällöin estimoidut tiheydet olivat kohteen keskipisteen kohdalla korkeampia, mutta korkeita arvoja oli suppeammalla alueella. Yhdistettyjen aineistojen tarkasteluissa kohteen kukin osa-alue sai puolestaan oman pisteen, jolloin estimoidut tiheysarvot olivat matalampia ja kohde vaikutti laajemmalle alueelle. Kun jokainen osa-alue esitettiin omana pisteenään, alueiden muoto tuli paremmin huomioiduksi tiheyden estimoinnissa. Käytännössä tällaiset erot eivät kuitenkaan juuri näkyneet tuloksissa, joten moniosaisia kohteita edustavien pisteiden määrällä ei ollut suurta merkitystä maakunnan mittakaavassa ja valitulla yleispiirteisyyden tasolla.

Erityisesti suurikokoisten kohteiden muoto tulisi parhaiten huomioiduksi, jos aluemuotoinen aineisto rasteroidaan ensin ja sen jälkeen muunnetaan pistemuotoiseksi aineistoksi. Silloin pinta-alaa ei tarvitsisi painottaa, koska jokainen piste edustaisi samansuuruista aluetta eli rasterin yhtä kuva-alkiota. Haasteena olisi kuitenkin kuva-alkion koon valinta aineiston rasterointivaiheessa. Pientä kuva-alkion kokoa käytettäessä laskenta-aika ydinestimoinnissa kasvaa huomattavasti. Jos kuva-alkion kokoa suurennetaan, aineistosta katoaa yksityiskohtia (Li ym. 2016). Arvokkaiden luontokohteiden tapauksessa esimerkiksi monet pienikokoiset METE-kohteet (metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt) voisivat kokonaan kadota aineistosta rasteroinnin yhteydessä. Näin voisi käydä, jos kuva-alkion keskipisteen sijaintiin perustuvaa rasterointitapaa käytettäessä yhdenkään kuva-alkion keskipiste ei osuisi tällaisen pienen kohteen sisään tai jos pinta-alaan perustuvaa menetelmää käytettäessä muita suurikokoisempia alueita löytyisi saman kuva-alkion sisältä. Siksi valittu nopeampi tapa, jossa jokaista kohdetta tai kohteen osa-aluetta edustaa yksi piste, arvioitiin soveltuvan paremmin käytetyille aineistoille. Kohteiden muodon jäämistä huomioimatta ei katsottu ongelmaksi, sillä tämän vaikutus tiheyksien jakautumiseen oli lopulta melko vähäinen yleispiirteisessä esitystavassa.

Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen tiheyksien laskennassa olivat mukana kaikki maanpeitetyypit, vaikka maankäytön tai lajille soveltumattoman elinympäristön vuoksi osalla alueista tiettyjen luontoarvojen esiintyminen oli epätodennäköistä. Mikäli halutaan keskittyä pelkästään vaikkapa maa-alueiden, metsien tai soiden luontoarvoihin, estimoidut tiheydet voidaan muuntaa koskemaan vain kyseisiä alueita ja tarvittaessa lähtöaineistosta voidaan rajata pois muilla alueilla sijaitsevat kohteet tai havainnot. Silloin esitettävät tiheysarvot olisivat yleensä suurempia kuin kaikkien maanpeitetyyppien muodostamaa pinta-alaa kohti laskettuna. Aineiston rajaaminen maa-alueille muuttaisi selvästi arvokkaiden luontokohteiden alueellista jakautumista Keski-Suomessa, sillä monet suurikokoiset kohteet ovat arvokkaita vesistöjä. Konneveden, Suonteen, Kivijärven, Koliman, Pyhäjärven ja Ylä-Keiteleen arvokkaat järvet eivät tällöin vaikuttaisi tulokseen, ja luontokohdetiheys olisi suurimmillaan Salamajärven kansallispuiston suunnalla maakunnan luoteisrajalla (ks. kuva 13, s. 98).

Ydinestimoinnissa ei huomioitu vesistöjä, maastonmuotoja, tieverkostoja, ihmisasutusta tai muita arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen alueelliseen jakautumiseen mahdollisesti vaikuttavia tekijöitä. Ne voivat todellisuudessa rajata lajien esiintymistä ja arvokkaita luontoalueita, vaikka tiheyskartoissa jyrkkiä rajoja ei ole. Ydinestimoinnin tasoittavan vaikutuksen vuoksi esimerkiksi Päijänteelle näyttäisi keskittyvän erilaisia arvokkaita luontokohteita, vaikka todellisuudessa kohteet sijaitsevat pääasiassa Päijänteen ympärillä. Vesistöjen ja liikenneverkon pääpiirteet esitettiin tulokartoissa keskittymien päällä, jolloin luontoarvojen alueellista jakautumista voidaan verrata näihin ekologisiin yhteyksiin vaikuttaviin tekijöihin. Vesistöjen kohdalla oleva osa tiheyskartasta jää tällöin piiloon. Luontokohde- ja lajihavaintokeskittymien sijaintoja voisi myös tarkastella yhdessä esimerkiksi korkeusmallin, väestötiheyden ja maanpeitetietojen kanssa, kuten Li ym. (2016) tekivät tutkimuksessaan. Vaihtoehtoisesti maaston esteitä on mahdollista huomioida jo ydinestimointivaiheessa (Denoël ja Ficetola 2015). ArcGIS-ohjelmiston ydinestimointitoiminnoissa mahdollisuutta esteiden

huomioimiseen ei ollut, mutta tutkimusalue voidaan jakaa esteiden rajojen mukaan pienempiin osiin, joilla tiheys arvioidaan erikseen.

Ydinestimoinnin tuloksia tulkittaessa on tärkeää huomata, että käytettyjen väriluokkien määrä ja luokkavälit vaikuttavat siihen, miltä keskittymät näyttävät kartalla. Kun portaattomasti vaihtelevat tiheydet esitettiin kymmenen väriluokan avulla, saatiin enemmän matalampien tiheyksien keskittymiä näkyviin kuin pientä luokkamäärää käyttämällä. Suurehkon luokkamäärän käyttö oli tarpeellista erityisesti silloin, kun aineiston luontokohteiden tiheyksissä oli suurta alueellista vaihtelua. Silti kaikkein pienimmät tihentymät tai tiheysarvot eivät pääsääntöisesti erottuneet valitussa esitystavassa, jossa tiheydet ilmoitettiin luokittain. Pienempiä keskittymiä olisi yleensä ollut mahdollista saada esiin muuttamalla luokitustapaa esimerkiksi kvantiilivälien tai Jenksin luonnollisten luokkavälien mukaiseksi. Tiheysluokkien jaottelu tasavälein todettiin kuitenkin selkeäksi ja helposti ymmärrettäväksi luokittelutavaksi. Luokkien sijaan olisi ollut mahdollista käyttää myös jatkuva-arvoista esitystapaa, mutta silloin tietyn alueen tiheysarvon lukeminen tuloskuvasta ja alueiden merkittävyyden vertailu voisi olla haastavaa. Tiheysluokkien käytöstä arvioitiinkin olevan hyötyä tämän työn tulosten visuaalisessa tarkastelussa.

5.2.4 Estimointivirhe

Tasoitusparametrin valinta vaikuttaa estimointivirheen suuruuteen. Sopivaa tasoitusparametrin arvoa etsittäessä havaittiin, että tarkastelualueen (Keski-Suomi + 10 km) estimoidun tiheyden ja todellisen tiheyden ero kasvoi, kun tasoitusparametria suurennettiin. Tasaisemmassa tuloksessa on siis enemmän systemaattista virhettä kuin yksityiskohtaisemmassa tuloksessa, mutta toisaalta satunnaisvirhettä kuvaavan varianssin arvo pienenee tasoitusta lisättäessä. Tasoitusparametrin valinnassa joudutaankin tekemään kompromissi satunnaisen ja systemaattisen virheen välillä (Silverman 1986). Tässä tutkielmassa ydinestimointia ei käytetty tiheyden ennustamiseen aineistopisteiden ulkopuolella vaan ainoastaan

aineiston esittämiseen. Siksi otantavirhettä ja siitä johtuvaa satunnaisvirhettä ei huomioitu. Lajihavaintoja voisi ajatella myös otoksena, jolloin ydinestimoinnilla ennustettaisiin lajiesiintymien tiheyttä. Todellinen tiheys olisi tällöin tuntematon. Lajien esiintymisen ennustamisen sijaan nyt esitettiin havaintotiheyksiä, jotka voivat olla korkeita vain siellä, missä havainnointia tehdään paljon ja missä samaan aikaan on paljon havaittavaa.

Ydinestimoinnin systemaattiseen virheeseen vaikuttaa tasoitusparametrin lisäksi ytimen (K) muodon valinta (Silverman 1986). Nyt käytettiin laajuudeltaan rajoitettua *biweight*-ydintä, joten tarkastelupisteestä 17,8 kilometriä kauempana sijaitsevat kohteet eivät vaikuttaneet pisteen tiheysestimaattiin. Karttatarkasteluissa ja muissa tilanteissa, joissa ulottuvuuksien määrä ei ole suuri, rajoitettua ydintä käytettäessä päästään kuitenkin hyvin samankaltaiseen tulokseen kuin rajoittamatonta ydintä käytettäessä (Silverman 1986).

Estimoidun ja todellisen tiheyden välistä eroa yksittäisissä pisteissä tutkitaan usein keskineliövirheen (*mean square error*, MSE) avulla ja estimaatin kokonaisvirhettä integroidun keskineliövirheen (MISE) avulla (Silverman 1986). Tällä kertaa tarkastelutavaksi sopi tutkimusalueen keskimääräisen tiheysestimaatin $\hat{f}$ ja todellisen tiheyden f eron $|\hat{f} - f|$ tutkiminen. Estimoitujen tiheyksien keskiarvo laskettiin Keski-Suomen sisällä sijaitsevien tarkastelupisteiden tiheysarvojen perusteella. Poikkeama estimaatin ja todellisen tiheyden välillä liittyikin pääasiassa siihen, että maakuntarajan molemmilla puolilla läheisten havaintopisteiden vaikutusalueet ulottuivat rajan yli. Osa vaikutusalueista ulottui myös tulokartoissa esitetyn alueen (Keski-Suomi + 10 km) ulkopuolelle, ja ArcGIS-ohjelma laski näillekin tarkastelupisteille tiheysarvoja (ks. luku 3.4.4). Keski-Suomen sisällä estimoitujen tiheyksien keskiarvon suhteellinen poikkeama oli arvokkailla luontokohteilla 0,2–10,0 % ja uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnoilla 0,7–6,5 % todellisesta tiheydestä. Estimoitu tiheys saattoi olla suurempi tai pienempi kuin todellinen tiheys. Ydinestimointitulosten tiheydet korjattiin siten, että keskimääräinen estimoitu tiheys vastasi todellista luontokohteiden tai lajihavaintojen

tiheyden keskiarvoa juuri Keski-Suomen sisällä. Tiheyden estimaattien poikkeaman todellisesta tiheydestä ei kuitenkaan voida olettaa olevan yhtä suuri tutkimusalueen eri osissa.

Aineistojen alueellisen jakautumisen mallinnuksessa ja ydinestimoinnissa reunavaikutus on tyypillinen ongelma. Reunavaikutus johtuu siitä, että tietoa aineiston reunan lähellä sijaitsevien havaintopisteiden reunan ulkopuolisista naapuripisteistä ei ole laskentaa varten. Ongelma voidaan välttää laajentamalla aineiston kattavuutta kiinnostuksen kohteena olevan alueen ulkopuolelle eli luomalla eräänlainen puskurivyöhyke varsinaisen tutkimusalueen ulkopuolelle (Haining 2003), kuten tässäkin tutkielmassa tehtiin. Ennen tiheysarvojen korjausta estimoidut tiheydet Keski-Suomea ympäröivällä kymmenen kilometrin reuna-
vyöhykkeellä olivat todellista tiheyttä selvästi pienempiä ja Keski-Suomen rajojen sisäpuolella lähellä todellista tiheyttä tai vähän sitä suurempia. Korjauskertoimella sekä reuna-alueiden että keskialueiden tiheydet nousivat tai laskivat hieman. Korjaus ei vaikuttanut luontokohde- ja lajihavaintokeskittymien sijainteihin, sillä kaikkien kuva-alkioiden tiheysarvot muuttuivat samassa suhteessa. Reunavaikutusta kyseinen korjaus ei poistanut. Esimerkiksi yksityismaiden arvokkaiden metsikkökuvioiden alueellista jakautumista kuvaavassa ydinestimointikartassa (liite 3: kuva 8) tiheyksien voidaan havaita laajalti pienentyvän reunaa kohti, mikä johtuu ydinestimoinnin epätarkkuudesta reuna-alueilla.

Ydinestimointituloksen tiheysarvoja maakuntarajan tuntumassa saataisiin lähemmäs todellista tiheyttä laajentamalla edelleen aineiston kattavuutta ja ydinestimointialuetta siten, että kymmenen kilometrin vyöhykkeen sijaan käytettäisiin vähintään vaikutusalueen säteen levyistä vyöhykettä. Tämä ei kuitenkaan välttämättä vähennä enää merkittävästi estimoitujen ja todellisten tiheyksien eroa, sillä 17,8 kilometrin tasoitusparametria käytettäessä kohteiden vaikutus kymmentä kilometriä kauempana on enää pieni. Reunavaikutuksen korjaamiseen on kehitetty menetelmiä (Jones 1993, Cowling ja Hall 1996, Charpentier ja Gallic 2016), ja esimerkiksi R-tilasto-ohjelmassa (Ihaka ja Gentleman

1996, R Core Team 2020) on käytettävissä tähän tarkoitukseen menetelmä (Diggle ym. 2005).

Ydinestimointitulosten tulkinassa on huomioitava, että Keski-Suomea ympäröivällä reunavyöhykkeellä tiheyksien tarkkuus heikkenee lähestyttäessä ydinestimointialueen reunaa. Arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen tiheys on voinut tulla aliarvioiduksi tulokarttojen reuna-alueilla esimerkiksi silloin, kun heti reunan ulkopuolella on huomioimatta jääneitä suurikokoisia arvokkaita luontokohteita tai runsaasti lajihavaintoja. Reuna-alueille saatiin kuitenkin suuntaa antavaa tietoa arvokkaiden luontokohteiden ja huomionarvoisten lajihavaintojen kannalta tärkeistä alueista Keski-Suomea ympäröivillä lähialueilla. Tämä tieto auttaa suunnittelemaan maankäyttöä siten, että turvataan Keski-Suomen ekologisten verkostojen yhteydet ympäröivien maakuntien verkostoihin.

5.3 Luontokohde- ja lajihavaintoaineistojen tarkastelu ydinestimoinnilla

5.3.1 Aineistokohtaisten ominaisuuksien huomioiminen tulosten tulkinassa

Tutkielmassa kokeiltiin ydinestimoinnin soveltuvuutta erilaisten aineistojen tarkasteluun. Aineistoina oli lainsäädännöllisin turvaamisperustein ryhmiteltyjä luontokohteita, ja jokaisesta luontokohderyhmästä laadittiin tiheyskartta. Tulosten tulkinassa on aiheellista huomioida aineistojen ominaisuuksien vaikutukset tuloksiin. Tällaisia ominaisuuksia voivat olla aineiston ajantasaisuus, luotettavuus ja kohteiden tai havaintojen määrä. Johtopäätöksiä tehtäessä on syytä huomioida myös se, millaista kohteiden tai havaintojen kokonaisuutta tarkastellaan yhdessä.

Aineistossa on hyvä olla suuri määrä kohteita tai havaintopisteitä, jotta tarkastelu ydinestimoinnilla on tarkoituksenmukaista. Esimerkiksi elinpiiritutkimuksessa on huomattu, että ydinestimointi saattaa yliarvioida elinpiirin koon pienten havaintoaineistojen tarkasteluissa (Seaman ja Powell 1996, Boyle ym. 2009). Valtakunnallisesti arvokkaita tuuli- ja rantakerrostumia oli Keski-Suomessa ja

maakuntaa ympäröivällä kymmenen kilometriä leveällä vyöhykkeellä yhteensä vain 20. Korkeimpien tiheyksien alueet muodostuivat käytännössä muutamien kohteiden ryhmien ja yksittäisten kohteiden ympärille. Vain pienikokoisimpien kohteiden ympärille ei muodostunut tulokartassa näkyvää tihentymää. Vaikka näin pienen aineiston esittämisen järkevyys ydinestimoinnilla voidaan kyseenalaistaa, tiheyskartta havainnollistaa kuitenkin selkeästi tärkeimpien tuuli- ja rantakerrostuma-alueiden yleispiirteisen sijainnin (liite 3: kuva 6). Toisaalta tuuli- ja rantakerrostumien inventoinnissa kohteille annettujen arvoluokkien (Mäkinen ym. 2011) huomioiminen painoarvoissa voisi muuttaa alueiden välistä tärkeysjärjestystä. Muissa käytetyissä lähtöaineistoissa kohdemäärät (liite 1) ja havaintomäärät olivat selvästi suurempia, jolloin myös ydinestimoinnin hyöty suurten aineistojen esittämisessä tuli paremmin esiin.

Luontokohteiden ryhmittely lakiperustein ja maanomistuksen mukaan erilaisiksi aineistokokonaisuuksiksi vaikutti siihen, millaisia keskittymiä tulokartoissa nousi esiin. Esimerkiksi luonnonsuojeluohjelma-alueiden ydinestimointitarkastelussa suuri vaikutus keskittymien sijainteihin oli laaja-alaisilla rantojensuojeluohjelma-alueilla ja arvokkailla maisemakokonaisuuksilla (liite 3: kuva 1). Sen sijaan metsäluonnon kannalta arvokkaat lehtojen ja vanhojen metsien suojeluohjelma-alueet eivät pienikokoisina kohteina vaikuttaneet kovin paljon tulokartassa havaittavien keskittymien muodostumiseen, kun kohteita painotettiin pinta-alalla. Uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintojen jako erilaisiin lajiryhmiin ei vaikuttanut vastaavalla tavalla keskittymien muodostumiseen, sillä kaikki havainnot huomioitiin samanarvoisina lajin lakiperusteisesta suojeluasemasta tai uhanalaisuusluokasta riippumatta. Toisaalta uhanalaisimpien lajien korostaminen painoarvojen avulla olisi perusteltua, jos niitä halutaan priorisoida suojelutoimista päätettäessä. Lajihavaintoaineistosta olisi voitu valita tarkasteltavaksi myös eri lajiryhmiä kuin tässä tutkielmassa valittiin, jolloin tuloksissa olisi voinut nousta esiin muita lajistolle arvokkaita alueita (luku 5.3.4).

Jos ydinestimoinnilla tarkasteltavan aineiston kattavuudessa on vaihtelua tutkimusalueen eri osien välillä, tämä voi näkyä tiheyksien jakautumisessa. Aineiston kattavuuden alueelliset erot ovat haaste erityisesti tarkasteltaessa lajihavaintojen alueellista jakautumista (luku 5.3.5). Myös arvokkaiden metsikkökuvioiden keskittymiä (liite 3: kuvat 8–12) tarkastellessa on huomioitava, että aineistoa oli ensisijaisesti vain yksityisomistuksessa olevilta mailta ja aineiston kattavuus vaihteli kunnittain (Metsäkeskus 2017). Tulokartoissa saattoi olla hieman matalampia tiheysarvoja niillä alueilla, joilla maita oli keskimääräistä vähemmän yksityisomistuksessa. Periaatteessa tällaiselta seudulta voisi löytyä vastaavasti enemmän arvokkaita metsikkökuvioita valtion mailta. Ryhmittely yksityisomistuksessa olevien maiden ja valtion maiden kohteisiin vaikutti myös siihen, millaiset keskittymäalueet nousivat esiin luonnonsuojelualueiden alueellista jakautumista kuvaavissa tulokartoissa.

Tässä työssä arvokkaita luontokohteita tarkasteltiin erikseen muun muassa maanomistuksen perusteella jaoteltuna, mutta toinen mahdollisuus olisi jaotella ja rajata kohteita elinympäristötyypeittäin. Samankaltaisten arvokkaiden elinympäristöjen keskittymäalueet voivatkin olla ekologisten verkostojen kannalta erityisen tärkeitä alueita. Esimerkiksi kivennäismaiden metsien ja soiden arvokkaita luontokohteita voitaisiin erotella CORINE-maanpeiteaineiston metsä- ja kosteikkoluokkien tai monilähteen valtakunnan metsien inventoinnin kasvupaikan päätyyppiluokkien avulla ja tarkastella omina kokonaisuuksinaan. Osittain kaukokartoitusmenetelmillä muodostetuissa metsä- ja suoalueita kuvaavissa aineistoissa luokitteluvirheet voivat tosin olla melko yleisiä (ks. Luke 2015b). Tässä tutkielmassa luontokohteista ei eroteltu osa-alueita maanpeitteen tai metsätyypin mukaan, vaan selkeyden vuoksi käytettiin aineistojen valmiita aluerajauksia. Näin ollen arvokkaiden soiden keskittymien (kuva 12, s. 95) lähtöaineistosta puuttuivatkin yksityisomistuksessa olevien maiden luonnonsuojelualueiden ja arvokkaiden metsikkökuvioiden sekä Natura 2000 -alueiden

arvokkaat suoalueet. Arvioitaessa ydinestimoinnin soveltuvuutta erilaisten luontokohdeaineistojen esittämiseen ja maakuntakaavoituksen tarpeisiin kohteiden ryhmittely lainsäädännön ja maanomistukseen perusteella katsottiin riittäväksi.

Kun aineisto koostui tietynlaisen elinympäristötyypin arvokkaimmista kohteista, maakunnan mittakaavassa keskittymiä voitiin havaita alueilla, joilla yleensäkin esiintyy runsaasti kyseistä elinympäristötyyppiä. Esimerkiksi sekä valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet että uhanalaisten ja harvinaisten kalliolajien havainnot keskittyivät alueille, joilla on runsaasti kalliopaljastumia (GTK 2010). Avosoita on Keski-Suomessa eniten maakunnan luoteisosassa Suomenselän alueella (Luke 2015a), ja sinne painottuivatkin sekä maakunnan arvokkaat suot että uhanalaiset ja harvinaiset lettolajit. Uhanalaiset ja harvinaiset korpilajit eivät sen sijaan keskittyneet erityisen selkeästi tiettyihin osiin maakuntaa (liite 4: kuva 6). Korvet jakaantuvatkin muita soita tasaisemmin ympäri maakuntaa (Luke 2015a). Pienempää tasoitusparametrin arvoa käyttämällä voitaisiin selvittää yksityiskohtaisemmin, minne esimerkiksi arvokkaat suot keskittyvät maakunnan runsassoisimmilla alueilla.

5.3.2 Luontokohdeaineistojen luotettavuus

Valtion ympäristöhallinnon ajantasaisia aineistoja lainsäädännöllä turvattavista arvokkaista luontokohteista voidaan pitää luotettavina lähteinä kuvaamaan tällaisten alueiden jakautumista tutkimusalueella. Suojeltavien ja muilla tavoin turvattavien alueiden valinta, rajaaminen ja arvottaminen ovat kuitenkin osittain subjektiivisia asioita eli eri asiantuntijat päätyisivät niissä erilaisiin ratkaisuihin. Lisäksi moni arvokas luontokohde ja uhanalaisen lajin esiintymä on varmasti vielä löytymättä. Arvokkaita metsikkökuvioita koskevan metsävaratiedon luotettavuus riippuu puolestaan tiedonkeruumenetelmästä, tietolähteestä ja tiedon ajantasaisuudesta (Metsäkeskus 2014). Joidenkin metsikkökuvioiden luontoarvot ovat saattaneet heikentyä kohteiden kartoituksen jälkeen. Maasto- ja kaukokartoituksissa on voinut jäädä löytymättä osa arvokkaista kohteista, ja

metsikkökuvion arvon määrittelyssä virheet ovat mahdollisia. Näitä seikkoja ei huomioitu aineistoa käsiteltäessä, vaan kaikki arvokkaiden metsikkökuvioiden rajaukset otettiin samanarvoisina mukaan keskittymätarkasteluihin.

Luontoarvoiltaan erityisen merkittävien alueiden määrittäminen tulisi pohjautua mahdollisimman ajantasaiseen aineistoon. Tässä tutkielmassa käytettiin uusimpia luontokohdeaineistoja, jotka olivat saatavilla vuoden 2016 alkupuolella. Sen jälkeen esimerkiksi lakisääteisten suojelualueiden aineistoihin on tullut päivityksiä, kun uusia luonnonsuojelualueita on perustettu, vanhoja rajauksia muutettu ja määräaikaista rauhoitus sopimuksia päättynyt. Hajanaisesti sijaitsevien pienikokoisten luontokohteiden puuttuminen ei kuitenkaan vaikuta merkittävästi kokonaiskuvaan luontokohteiden keskittymisestä Keski-Suomessa, sillä painotettaessa kohteita niiden pinta-alalla keskittymäalueiden sijainnin määräävät pääasiassa suurikokoiset luontokohteet. Päivitysinventointien perusteella ehdotetut uudet kohteet valtakunnallisesti arvokkaiksi maisema-alueiksi saattaisivat sen sijaan vaikuttaa näkyvämmiin ydinestimointituloksiin, sillä kohteet ovat melko suurikokoisia (ks. Koski 2016). Valtioneuvoston päätöstä uudesta valtakunnallisesti arvokkaiden maisema-alueiden listauksesta ei ollut kuitenkaan tehty vuonna 2016, joten ehdotettuja uusia kohteita ei huomioitu tässä tutkielmassa.

5.3.3 Lajihavaintotietojen luotettavuus

Eliölajit-tietojärjestelmän havaintotietoja voidaan pitää kohtuullisen luotettavina, sillä merkittävä osa aineistosta on kerätty Suomen ympäristökeskuksen ohjaamissa ja asiantuntijoiden toteuttamissa seurannoissa. Eliölajit-tietojärjestelmässä on myös vapaaehtoisten asiantuntijoiden ja luontoharrastajien lajihavaintoja, mutta vapaaehtoistyön osuus aineiston keräämisessä ei ole kovin suuri (YM 2017). Lajihavaintojen käyttöön ydinestimoinnin lähtöaineistona liittyi kuitenkin haasteita. Tuloksiin ja niiden luotettavuuteen arvokkaiden luontoalueiden osoittamisessa vaikuttivat tarkasteltavien lajiryhmien valinta, havaintotietojen ajantasaisuus sekä aineiston alueellinen, ajallinen ja lajistollinen kattavuus.

Tarkasteltavasta lajiryhmästä riippuen noin 1–4 %:lla havaintopaikoista lajin esiintyminen oli merkitty epävarmaksi ja muilla havaintopaikoilla varmaksi ydinestimointia varten rajatussa lajihavaintoaineistossa. Varmoisikaa merkityillä havaintopaikoilla esiintymän nykytilasta ei voida olla täysin varmoja, varsinkin jos havaintotieto on vanha. Tästä syystä ydinestimointitarkastelun luotettavuutta pyrittiin parantamaan rajaamalla lähtöaineistosta vanhimmat havainnot pois.

Eliölajit-tietojärjestelmään on koottu havaintoja eri vuosilta ja osa havaintotiedoista on hyvinkin vanhoja. Vaikka aineistosta rajattiin pois vuotta 2000 vanhemmat havainnot, on täysin mahdollista, että jotkut tätä uudemmissa esiintymistä ovat hävinneet esimerkiksi puuston hakkuiden tai rakentamisen seurauksena. Toisaalta vanhojen havaintotietojen esiintymiä saattaa hyvin olla edelleen olemassa, mutta havaintopaikkoja ei vain ole käyty tarkastamassa tai esiintymiä ei ole löydetty uudestaan esimerkiksi epätarkkojen sijaintitietojen vuoksi. Aikarajauksen myötä moni olemassa oleva uhanalaisen tai harvinaisen lajin esiintymä saattoi siis jäädä huomioimatta keskittymätarkastelussa. Muissa tutkimuksissa ja selvityksissä Eliölajit-aineistoa on esimerkiksi rajattu kymmeneen viimeisimpään vuoteen (Lyon ym. 2011), noin 26 viimeisimpään vuoteen (YM 2017, Mikkonen ym. 2018) tai tarkasteltu ilman aikarajauksia siten, että on painotettu varmoja havaintopaikkoja (Kuusterä ym. 2015). Yksi mahdollisuus on antaa uusille havainnoille suurempi painoarvo kuin vanhoille havainnoille (Kuusterä ym. 2015).

Keskittymätarkastelussa saattavat korostua alueet, joilla monilla havainnoilla on sama sijainti. Aineistossa olikin satoja havaintopaikkoja, joilla oli samat koordinaatit kuin toisella havainnolla. Korostuminen voi johtua eri lajeja kattaneesta inventoinnista, kuten hyönteispyydyksestä, jolloin samassa paikassa on havaittu eri lajeja. Usein korostuminen johtuu kuitenkin sijaintitietojen epätarkkuudesta, jolloin kaikilla havaintoruudun sisällä tehdyillä havainnoilla on sama sijaintitieto. Tällaisissa tapauksissa uhanalaisia ja harvinaisia lajeja voi esiintyä todellisuudessa laajemmalla alueella kuin ydinestimointitulokset näyttäisi.

Sijaintitietojen pienehkön epätarkkuuden ei kuitenkaan arveltu heikentävän tulosten luotettavuutta maakuntakaavan mittakaavassa.

Lajihavaintoaineistoja käytettäessä on syytä ottaa huomioon myös lajien liikkuvuus. Havaintopaikat eivät välttämättä anna oikeaa kuvaa esimerkiksi linnun käyttämästä alueesta (Anich ym. 2009). Tässä tutkielmassa suurin osa lajeista oli paikallaan pysyviä tai pienellä alueella liikkuvia ja tarkastelutaso oli yleispiirteinen. Ydinestimoinnissa käytetty tuhannen neliökilometrin vaikutusalue kunkin havainnon ympärillä riitti todennäköisesti kattamaan aineistossa olevien eläinlajien elinpiirit.

5.3.4 Tarkasteltujen lajiryhmien edustavuus ja tulosten yleistettävyys

Lajihavaintojen yksityiskohtaisempaan tarkasteluun valittiin Eliölajit-aineistosta vain tietyt taksonit ja tietyissä elinympäristöissä eläviä lajeja, jotta tuloksissa painottuisivat sellaiset lajit, joiden esiintymät ja elinympäristöt saattavat olla vaarassa metsien ja soiden biotalouskäytön vuoksi. Lajiryhmittäisillä tarkasteluilla pyrittiin osoittamaan sellaisten uhanalaisten ja harvinaisten lajien keskittymäalueita, joilla esiintymien säilymiseen tulisi kiinnittää erityistä huomiota suunniteltaessa metsä- ja suoalueiden käyttöä ja käytettäessä näiden alueiden luonnonvaroja. Hyvin monia uhanalaisia ja harvinaisia sieniä, jäkäliä, kova-kuoriaisia ja sammalia uhkaa metsien ja soiden käyttö, ja siksi juuri näiden lajiryhmien havaintojen jakautumista tarkasteltiin erikseen. Tuloksia tulkittaessa on hyvä ottaa huomioon, että taksonikohtaisissa tarkasteluissa oli mukana myös sellaisten lajien havaintoja, jotka esiintyvät ensisijaisesti muissa elinympäristöissä kuin metsissä ja soilla. Pienen määränsä vuoksi nämä muiden elinympäristöjen lajien havainnot eivät todennäköisesti vaikuttaneet merkittävästi havaintokeskittymien sijainteihin, joten tulokset voivat silti kuvata hyvin uhanalaisten ja harvinaisten metsä- ja suolajien kannalta tärkeiden alueiden jakautumista maakunnassa.

Lajeja pyrittiin myös valitsemaan tarkasteltavaksi ensisijaisen elinympäristön mukaan siten, että tulokset osoittaisivat tietyntyyppisten arvokkaiden metsä- ja suoalueiden keskittymiä. Tällaisen tulkintatavan haasteena on se, että osa lajeista esiintyy monenlaisissa elinympäristöissä. Tarkastelua ei rajattu elinympäristöltään vaateliaimpiin lajeihin, sillä se olisi supistanut aineiston koon hyvin pieneksi. Koska monenlaisissa elinympäristöissä viihtyviä lajeja on mukana, tässä tutkielmassa esimerkiksi lettolajiksi kutsutun lajin havaintopaikka voi olla myös muu kuin letto. Lajihavaintojen määrän ollessa kohtalaisen suuri on kuitenkin todennäköistä, että havaintokeskittymät osoittavat lajistoltaan arvokkaita lettoalueita, vaikka havaintojen keskittyminen muillekin alueille olisi periaatteessa mahdollista. Vastaavasti muissa tarkastelluissa elinympäristöissä esiintyvien lajien havaintokeskittymät voivat osoittaa kyseisten elinympäristöjen arvokkaita alueita.

Eliölajit-aineistoa olisi mahdollista rajata yksityiskohtaisemmin nimenomaan metsien ja soiden luonnonvarojen käytöstä kärsiviin lajeihin. Myös muun maankäytön uhkaamien Punaisen listan lajien esiintymispaikat tulisi huomioida alueidenkäytön suunnittelussa. Jos kuitenkin halutaan suunnitella nimenomaan metsä- tai suoalueiden käyttöä, on luultavasti selkeämpää tarkastella erikseen näiden elinympäristöjen lajien havaintokeskittymiä. Lajihavaintoihin voidaan liittää tietoja kunkin lajin elinympäristöistä ja uhkista sekä havaintopaikan maanpeitetyypistä ja metsä- tai suotyyppistä. Tämänkaltaisten tietojen avulla aineistosta voidaan erotella tarkemmin tietynlaisia luontoarvoja osoittavat havainnot, jos luokittelutiedot ovat riittävän luotettavia.

Ydinestimointituloksissa havaintokeskittymät osoittivat sellaisia laajoja alueita, joissa oli paljon uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintymispaikkoja. Havaintopaikkaa voidaan pitää arvokkaana kohteena uhanalaisen lajin esiintymisen takia, vaikka elinympäristö ei olisi muuten erityislaatuinen. Elinvoimaisenkin lajin esiintymispaikka voi olla huomionarvoinen kohde alueidenkäytössä, jos kyseessä on vaatelias, luontoarvoja osoittava laji. Eliölajit-aineisto sisälsi esimerkiksi lajeja, jotka ovat runsaasti lahopuuta sisältävän vanhan

metsän indikaattoreita. Arvokkaita vanhoja metsiä, lehtoja, lahopuumetsiä, lettoja, korpia sekä lähteikkö- ja puroympäristöjä voi olla kuitenkin myös alueilla, joille ei keskity uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintoja. Toisaalta uhanalaisten ja harvinaisten lajien ei voida päätellä puuttuvan alueilta, joilta niistä ei ollut havaintotietoja. Tuloksia tulkittaessa on myös huomioitava, että suojelusyistä kaikista uhanalaisista lajeista ei ollut havaintotietoja saatavilla Eliölajit-tietojärjestelmässä (SYKE 2017).

Tässä tutkielmassa esitetyt tiheyskartat kuvaavat tiettyjen uhanalaisten ja harvinaisten lajien joukkojen Eliölajit-järjestelmään tallennettujen havaintopaikkojen keskittymiä, ja tulosten yleistämisessä muihin lajeihin on oltava varovainen. Uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnot voivat keskittyä osittain eri alueille kuin sellaiset monimuotoisuuskeskukset (*biodiversity hotspots*), joissa on suuri lajirunsaus (Prendergast ym. 1993, Reid 1998). Keskusalueiden kartoittamisessa voidaan myös huomioda esimerkiksi lajien kotoperäisyys (Orme ym. 2005) tai tekijöitä, jotka vaikuttavat lajien elinvoimaisuuteen, uhkiin tai suojeltavaan pinta-alaan (Williams ym. 1996). Monimuotoisuuskeskuksen määrittämiseen käytettävällä menetelmällä onkin huomattava vaikutus lopputulokseen (Williams ym. 1996, Reid 1998).

Kartoitettaessa monimuotoisuuskeskuksia maailman- tai mantereenlaajuisesti tulokset voivat olla yleistettävissä sellaisiin lajiryhmiin, joita ei tunneta hyvin (Pearson ja Cassola 1992, Scott ym. 1993). Paikallisessa ja seudullisessa mittakaavassa monimuotoisuuskeskusten sijainti vaihtelee kuitenkin usein lajiryhmittäin (Prendergast ym. 1993, Dobson ym. 1997, Reid 1998). Myös ydinestimointituloksissa voitiin havaita sekä eroja että yhtäläisyyksiä eri lajiryhmien keskittymien sijainneissa. Lisäksi alueiden tärkeysjärjestys vaihteli siten, että sama alue saattoi olla toiselle lajiryhmälle erittäin tärkeä, kun taas toisen lajiryhmän havaintoja keskittyi alueelle vain vähäisessä määrin. Keskusalueiden kartoittamisessa onkin hyvä olla mukana mahdollisimman monia eri lajiryhmiä (Prendergast ym. 1993, Dobson ym. 1997, Reid 1998).

5.3.5 Lajihavaintoaineiston alueellinen kattavuus

Eliölajit-aineistossa erot eri lajien havaintotietojen alueellisessa kattavuudessa voivat olla suuria (YM 2017). Lajihavainnot voivat keskittyä alueille, joilla on havainnoitu syystä tai toisesta enemmän. Joidenkin alueiden lajisto tunnetaan hyvin, kun taas toisilla alueilla lajien esiintymistieto on puutteellista. Todennäköisyys tulla havaituksi vaihtelee lajien välillä, ja myös inventoinnin tehokkuus ja ajankohta voivat vaikuttaa lajin todennäköisyyteen tulla havaituksi (Snäll ym. 2011). Tällaiset erot aineiston kattavuudessa heikentävät ydinestimointitulosten luotettavuutta. Joitain alueita on inventoitu enemmän kuin toisia, ja myös inventointitavoissa on eroja. Esimerkiksi valtakunnallista yöperhosten seurantaan tehdään Suomessa valikoiduissa paikoissa sijaitsevien pyydysten avulla, ja näiden paikkojen havainnot on tallennettu Eliölajit-tietojärjestelmään (Itämies ym. 2011). Siksi yöperhosten havainnot saattavat painottua kyseisiin seurantapaikkoihin. Tutkimusalueella oli tosin vain vähän sellaisia havaintoja, joiden tiedoissa mainittiin havainnon olevan yöperhosseurannan pyydyksestä (SYKE ym. 2016a). On kuitenkin tärkeää huomata, että inventointipaikkojen sijainnit vaikuttavat havaintokeskittymien syntymiseen.

Keski-Suomen lajihavainnoissa havaittiin keskittymistä muun muassa kansallispuistoihin ja Jyväskylän seudulle (esim. liite 4: kuva 7). Etenkin Jyväskylän seudun korostuminen on todennäköisesti yhteydessä alueen korkeaan väestömäärään, jonka vuoksi maankäytön muuttamiselle ja lajiston inventoinneille voi olla enemmän tarvetta. Onkin mahdollista, että huonommin tunnetuilta alueilta voisi löytyä lisää uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintymiä, jos niiden lajistoa kartoitettaisiin samalla tehokkuudella. Erityisesti liito-oravan havainnot keskittyivät voimakkaasti Jyväskylän seudulle, mikä vaikutti osaltaan päätökseen jättää liito-oravan havainnot pois keskittymätarkasteluista. Myös Lyon ym. (2011) tarkastelivat Eliölajit-tietojärjestelmän havaintojen keskittymistä ydinestimoinnilla ja huomasivat, että uhanalaisten lajien havaintoja oli enemmän helppopääsyisissä

paikoissa ulkoilureittien varrella kuin heidän tutkimansa Oulangan kansallispuiston muilla alueilla. Tällaisissa tapauksissa täytyy arvioida, onko alue inventoitu riittävän kattavasti, jotta johtopäätöksiä uhanalaisten lajien esiintymien keskittymisestä voidaan tehdä. Lyon ym. (2011) arvioivat, että Oulangan kansallispuistoa oli tutkittu niin kattavasti, että esiintymät todella painottuivat ulkoilureittien varrelle.

Spatiaalisten otosten vaihtelevan kattavuuden vaikutusta on mahdollista vähentää esimerkiksi yleistetyllä pienimmän neliösumman menetelmällä (*generalized least squares*), jossa ryhmittymissä sijaitseville spatiaalisesti autokorreloiville havainnoille annetaan matalampi painoarvo kuin hajanaisesti sijaitseville havainnoille. Menetelmää käytettäessä on kuitenkin huomioitava, että mahdolliset virheelliset arvot heikomman kattavuuden alueilla saattavat kasvattaa estimointivirhettä (Haining 2003). ArcGIS-ohjelmiston ydinestimointitoiminnoissa ei ollut suoraan mahdollisuutta aineiston vaihtelevan kattavuuden vaikutuksen vähentämiseen.

5.3.6 Yksittäisten lajien vaikutus tuloksiin

Osasta lajeja oli suhteellisen paljon havaintotietoa Eliölajit-tietojärjestelmässä, kun taas toisista lajeista havaintotietoa oli hyvin suppeasti saatavilla (SYKE 2017). Erot lajien havaintomäärissä johtuvat eroista lajien yleisyydessä ja kerätyn havaintotiedon kattavuuden vaihtelusta lajeittain ja lajiryhmittäin. Havaintojen kattavuuden tasoa yksittäisille lajeille ei arvioitu tätä tutkielmaa varten. Lajiryhmien havaintojen alueelliseen painottumiseen vaikuttivat erityisesti ne lajit, joiden havaintoja aineistossa oli eniten (liite 2). Suurin vaikutus oli pääasiassa sellaisilla lajeilla, jotka osoittavat metsien ja soiden luontoarvoja. Elinympäristön tai taksonomisen ryhmän mukaan rajatuille lajijoukoille esitettyjen uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintokeskittymien voidaankin tulkita osoittavan arvokkaita metsä- ja suoalueita.

Sammalten havaintokeskittymien muodostumiseen tutkimusalueella (liite 4: kuva 4) vaikutti havaintomäärän perusteella eniten silmälläpidettävä kantoraippasammal (*Anastrophyllum hellerianum*), jonka havaintoja oli 15 % kaikista sammalhavainnoista vuosina 2000–2015. Kantoraippasammal on lahopuulla elävä (SYKE 2014b, Suomen lajitietokeskus 2019) luontoarvoja osoittava indikaattorilaji ja alueellisesti uhanalainen tutkimusalueen eteläboreaaliosassa (sammaltöryhmä 2017). Sienien havaintokeskittymiin puolestaan suurin vaikutus oli elinvoimaisella ruostekäävällä (*Phellinus ferrugineofuscus*, 14 % sienihavainnoista) sekä muutamilla silmälläpidettävillä lajeilla, kuten sirppikäävällä (*Cinereomyces lenis*). Ruostekääpä on lehtometsissä lahopuulla elävä laji (Kotiranta ja Niemelä 1996) ja alueellisesti uhanalainen tutkimusalueen keskiboreaaliosassa (valtion ympäristöhallinto 2015). Sirppikääpä on lahopuulla elävä laji, jonka esiintymispaikat tulisi rajata metsätalouskäytön ulkopuolelle (Kotiranta ja Niemelä 1996, SYKE 2015b). Jäkälien havaintokeskittymien muodostumiseen suurin vaikutus oli silmälläpidettävällä raidankeuhkojäkälällä (*Lobaria pulmonaria*, 23 %), joka on vanhojen metsien laji (Pykälä ym. 2019). Myös silmälläpidettävästä samettikesejäkälästä (*Leptogium saturninum*, 15 %) oli runsaasti havaintoja. Kovakuoriaisten havaintoaineistossa oli paljon vain yhdessä tai muutamassa paikassa havaittuja lajeja. Eniten havaintoja oli elinvoimaisesta monipistehaapsasesta (*Saperda perforata*, 5 % kovakuoriaishavainnoista), joka elää vanhoissa kangasmetsissä ja runsaasti lahopuuta sisältävissä nuoremmissa metsissä (valtion ympäristöhallinto 2015).

Ensisijaisesti vanhoissa metsissä, nuoremmissa runsaasti lahopuuta sisältävissä metsissä tai lehdoissa esiintyvien lajien joukossa oli eniten kantoraippasammalten (9 %) ja ruostekäävän (5 %) havaintoja. Kuten edellä todettiin, nämä lajit tarvitsevat lahopuuta. Ensisijaisesti letoilla tai lettonevoilla elävien lajien havainnoista lähes kolmasosa oli suopunakämmekän (*Dactylorhiza incarnata* ssp. *incarnata*) havaintoja, joten lajilla oli huomattava vaikutus havaintokeskittymien sijainteihin. Suopunakämmekä on vaarantunut laji ja esiintyy lettojen lisäksi rehevillä nevoilla ja kosteilla niityillä (valtion ympäristöhallinto 2015). Korpilajien keskittymiin

vaikutti eniten hentosara (*Carex disperma*), jonka havaintoja oli viidesosa ensisijaisesti korvissa elävien lajien havainnoista. Hentosaraa esiintyy myös lähteikköjen ja purojen lähiympäristössä (valtion ympäristöhallinto 2015). Ensisijaisesti kallioilla elävissä lajeissa ei ollut yksittäistä lajia, joka olisi vaikuttanut selvästi muita enemmän havaintokeskittymien muodostumiseen. Eniten havaintoja oli silmälläpidettävästä vuoripussisammalesta (*Marsupella sparsifolia*) ja vaarantuneesta kalliokeuhkojäkälestä (*Lobaria scrobiculata*), joita oli yhteensä hieman yli viidesosa kalliolajien havainnoista. Molempien esiintymät tulisi jättää metsänkäsittelyn ulkopuolelle (SYKE 2014c, 2015c). Ensisijaisesti puro- ja lähteikköympäristöissä elävistä lajeista tiheyksiin vaikutti eniten koskisiipisammalen (*Fissidens pusillus*) havainnot, joita oli 18 % puro- ja lähteikkölajien havainnoista. Laji on alueellisesti uhanalainen Keski-Suomessa lukuun ottamatta maakunnan eteläisintä osaa, ja sielläkin koskisiipisammalen esiintyminen osoittaa luontoarvoja (sammalryöryhmä 2017).

Lajien havaintokeskittymiä kuvaavat tulokartat eivät ole lajistollisesti kattavia, sillä lajiryhmittäin rajattujen tarkasteluiden ulkopuolelle jäi monia uhanalaisia ja harvinaisia lajeja. Huomioimatta jäi rämeiden, nevojen ja kangasmetsien lajeja, koska kyseisiä elinympäristöjä ei tarkasteltu erikseen, sekä elinvoimaisia metsä- ja suolajeja, joiden elinympäristöä ei ollut määritelty tietolähteenä käytetyssä uhanalaisuusarviointiaineistossa (valtion ympäristöhallinto 2015). Tällaisia olivat esimerkiksi maakunnallisesti uhanalaiset rimpivihvilä (*Juncus stygius*) ja pussikämme (*Coeloglossum viride*) sekä eteläboreaalaisella Järvi-Suomen vyöhykkeellä alueellisesti uhanalainen äimäsara (*Carex dioica*), joilla kaikilla oli useita kymmeniä havaintopaikkoja. Valtakunnallisesti uhanalaisista lajeista lajiryhmittäisissä tarkasteluissa ei ollut mukana esimerkiksi kangasvuokon (*Pulsatilla vernalis*) eikä rämeristihämähäkin (*Aculepeira ceropegia*) havaintoja. Näiden tarkasteluiden ulkopuolelle jäivät myös useimmat perinnebiotooppien ja vesi- ja rantaympäristöjen lajit. Näihin kuuluivat viitasammakko (*Rana arvalis*) sekä useita korentolajeja ja muita hyönteisiä. Edellä luetellut lajit olivat kuitenkin mukana

tuloskartoissa, joissa aineistoa ei rajattu taksonien eikä elinympäristöjen mukaan (kuva 11, s. 93).

Muissa elinympäristöissä kuin metsissä ja soilla ensisijaisesti elävien lajien vaikutus ydinestimointituloksiin oli vähäinen. Poikkeuksena oli elinympäristöjen ja taksonomisten lajiryhmien mukaan rajaamaton havaintotiheyskartta (kuva 11, s. 93), jonka keskittymiin vaikuttivat kohtalaisen paljon perinnebiotoopeissa ja muissa ihmisvaikutteisissa ympäristöissä ensisijaisesti elävät lajit. Niiden havaintoja oli lähes viidesosa kaikista havainnoista. Suurin vaikutus oli ketoneilikan (*Dianthus deltoides*) havainnoilla, jotka muodostivat viisi prosenttia kaikista havainnoista. Suhteellisen runsaasti havaintoja oli myös musta-apilasta (*Trifolium spadiceum*) ja hirvenkellosta (*Campanula cervicaria*). Ketoneilikkaa, musta-apilaa ja hirvenkelloa tavataan perinnebiotooppien lisäksi esimerkiksi tienpientareilla (valtion ympäristöhallinto 2015). Tienvarsihavainnot nostivatkin tiheyksiä joidenkin valta- ja kantatieosuuksien ympärillä, kun putkilokasvihavainnot olivat mukana ydinestimointitarkastelussa (kuva 11, s. 93).

5.3.7 Aineiston täydentäminen

Keski-Suomen luontoarvojen keskittymisestä saataisiin tarkempaa tietoa käyttämällä kattavammin erilaisia paikkatietoaineistoja arvokkaista luontokohteista ja eliölajeista. Tässä tutkielmassa käytettyä arvokkaiden luontokohteiden aineistoa olisi hyvä täydentää maakunnallisesti ja seudullisesti arvokkailla luontokohteilla. Lisäksi tiheyden arvioinnissa voitaisiin hyvin huomioida METE-kohteiden ja muiden arvokkaiden metsikkökuvioiden lisäksi muutkin paikallisesti arvokkaat luontokohteet, vaikka niitä ei ole merkitty aluevarauksina ja kohde-merkintöinä maakuntakaavaan. Paikallisesti arvokkaat luontokohteet ovat tärkeä osa arvokkaiden luontokohteiden verkostoa, sillä ne voivat toimia askelkivinä merkittävimpien luontokohteiden välillä. Painoarvoilla voidaan tarvittaessa säätää paikallisesti arvokkaiden kohteiden vaikutus ydinestimointitulokseen maakunnallisesti ja valtakunnallisesti arvokkaita kohteita pienemmäksi.

Arvokkaiden luontokohteiden keskittymien selvittämisessä painotettiin aineistovalinnan kautta metsä- ja suoluonnon kannalta tärkeitä alueita, lakisääteisesti suojeltuja kohteita sekä geologisilta tai maisemallisilta ominaisuuksiltaan valtakunnallisesti arvokkaita kohteita. Keski-Suomessa on lisäksi muita arvokkaita luontokohteita ja lajeille tärkeitä alueita, joita ei ollut mukana ydineestimoinnissa mutta joita voi olla tarpeen ottaa huomioon selvitetäessä maakunnan keskeisimpiä luontoalueita (liite 8). Tarkastelun ulkopuolelle jäi monia maakunnallisesti, seudullisesti ja paikallisesti arvokkaita luontokohteita, jotka voivat olla oleellinen osa luontoarvoja turvaavien kohteiden verkostoa. Tällaisia kohteita olivat esimerkiksi maakuntakaavaan merkityt suojelualueverkostoon kuulumattomat kohteet. Tutkielmaan valittujen painotusten lisäksi aineistovalintoihin vaikuttivat aineistojen saatavuus, kattavuus, ajantasaisuus ja soveltuvuus tarkasteltavaksi yhdessä muiden luontokohdeaineistojen kanssa. Jos halutaan tarkastella kaikenlaisten arvokkaiden luontokohteiden alueellista jakautumista, keskittymätarkasteluun voitaisiin ottaa mukaan muun muassa enemmän arvokkaita vesistöjä, Metsähallituksen ja metsäyhtiöiden mailla olevia arvokkaita metsäkohteita sekä kulttuuriympäristöltään, maisemaltaan ja geologisilta ominaisuuksiltaan arvokkaita alueita. Keskittymätarkastelussa olisi mahdollista huomioda myös luontoarvojen säilymistä tukevia virkistysalueita sekä hiljaisia luontoalueita, joilla ihmistoiminnan äänet ovat vähäisiä (ks. Jäntti 2013). Tarvittaessa luontoarvoiltaan keskeisimpiä aineistoja voidaan korostaa antamalla niille ydineestimoinnissa suurempi painoarvo kuin suojelua tukevien alueiden aineistoille.

Metsähallitus, metsäteollisuusyritykset ja muut maanomistajat voivat jättää omilla päätöksillään arvokkaita luontokohteita metsätalouskäytön ulkopuolelle. Tämän tutkielman aineistoihin sisältyivät Metsähallituksen omilla päätöksillään suojelemista kohteista vain soidensuojelun täydennysehdotuksessa osoitetut valtakunnallisesti merkittävät suoalueet. Lisäksi valtion mailla on Metsähallituksen omalla päätöksellä perustettuja suojelumetsiä sekä metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä, luonnonsuojelulaissa määriteltyjä arvokkaita elinympäristöjä ja

muita luontokohteita, joita Metsähallitus suojelee jättämällä ne metsätalouden ulkopuolelle. Metsähallitus on sisällyttänyt alueellisiin luonnonvarasuunnitelmiin myös maisemakohteita, ympäristöarvometsiä, monimuotoisuuden erityisalueita ja muita metsien ekologisia verkostoja tukevia kohteita, joiden ympäristöarvoja turvataan metsienkäsittelyä koskevilla tapauskohtaisilla ohjeilla ja metsien rakennepiirteitä kehittämällä (Päivinen ym. 2011). Arvioitaessa arvokkaiden luontokohteiden alueellista jakautumista nämä valtion maiden kohteet voitaisiin ottaa huomioon sopivien painoarvojen avulla.

Arvokkaista luontokohteista oli saatavilla myös luonnonsuojelujärjestöjen tekemien suojeluehdotusten aineistoja, joita ei käytetty tässä tutkielmassa. Usein luonnonsuojelujärjestöjen aineistojen kattavuudet vaihtelevat paljon alueellisesti ja järjestökohtaisten kiinnostusten mukaan (Mola-Yudego ja Gritten 2010). Vaikka järjestöt eivät olisi valinneet ja rajanneet arvokkaita luontokohteita yhtenäisin perustein, kohteiden valinnassa luontoarvot saattavat painottua vahvemmin kuin virallisissa suojeluohjelmissa, joihin vaikuttavat usein myös politiikka ja maanomistusolot (ks. Leivo ym. 2002). Luonnonsuojelujärjestöt ovat ehdottaneet suojeltaviksi Keski-Suomessa pääasiassa valtion ja metsäyhtiöiden mailla sijaitsevia, METSO-ohjelman valintaperusteet täyttäviä arvokkaita metsä- ja suoalueita sekä pienvesiä (esim. Eräjää ym. 2012, Suomen luonnonsuojeluliitto 2016, Suomen luonnonsuojeluliiton Keski-Suomen piiri 2020, ks. myös liite 8).

Tarkastelun ulkopuolelle jääneet arvokkaat metsä- ja suokohteet, luonnonsuojelualuevaraukset sekä geologialtaan arvokkaat luontokohteet olivat pääsääntöisesti pienialaisia kohteita. Pienikokoisten kohteiden ottaminen mukaan tiheyden estimointiin ei vaikuttaisi juurikaan luontokohdekeskittymien sijainteihin, jos tarkastellaan kaikkia arvokkaita luontokohteita yhdessä ja käytetään ydinestimoinnissa painoarvona kunkin kohteen pinta-alaa. Jos kohteita painotetaan esimerkiksi pinta-alan neliöjuurella, pienikokoisillakin kohteilla voi olla havaittava vaikutus keskittymäalueiden muodostumiseen (kuvat 13–14, s. 98–99).

Tutkielman aineistopainotusten vuoksi tarkastelun ulkopuolelle jätettiin myös laaja-alaisia luontokohteita sisältäviä aineistoja. Tällaisia olivat muun muassa tärkeiden pohjavesialueiden aineisto ja pelkästään vesistökohteita sisältävät aineistot. Jos näitä aineistoja halutaan sisällyttää tiheyden estimointiin, kohteille olisi hyvä antaa sellaiset painoarvot, jotka kuvaavat niiden luontoarvoja paremmin kuin pinta-ala. Myös kulttuuriympäristön tai maiseman vaalimisen kannalta maakunnallisesti tärkeät alueet ovat usein kohtalaisen suuria. Niiden huomioiminen arvokkaiden luontokohteiden keskittymien esittämisessä nostaisi tiheysarvoja muun muassa maakunnan keskiosassa, jos kohteita painotetaan pinta-alalla. Kulttuuriympäristöjen keskittymäalueista on tehty aikaisemmin selvitys Keski-Suomen maakuntakaavan tarkistusta varten (Kumpulainen ja Silen 2016).

Pinta-alaltaan suuria kohteita ovat lisäksi monet tärkeät lintualueet. BirdLife Suomi ja sen alueyhdistykset ovat kartoittaneet maakunnallisesti tärkeitä lintualueita eli MAALI-alueita, jotka täydentävät tärkeiden lintualueiden kansallista FINIBA-verkostoa ja kansainvälistä IBA-verkostoa. Kansainvälisesti tärkeitä lintualueita ei ollut tutkimusalueella (Leivo 2000, BirdLife Suomi 2019a), ja FINIBA-kohteiden pinta-alasta valtaosa oli selkävettä (Leivo ym. 2002). Maakunnallisesti tärkeiden lintualueidenkin joukossa oli metsä- ja suoelinympäristöjä vain vähän (Pihlaja 2013), joten tärkeitä lintualueita ei huomioitu tässä tutkielmassa.

Lajiston kannalta tärkeimpien alueiden tunnistamiseksi aineistoja on mahdollista hyödyntää monipuolisemmin kuin tässä tutkielmassa. Suomessa lajihavaintotietoja keräävät esimerkiksi Luonnonvarakeskus, Helsingin yliopiston luonnontieteellinen keskusmuseo (LUOMUS), ELY-keskukset, Metsähallituksen luontopalvelut ja BirdLife Suomi. Uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintymisalueiden keskittymätarkastelun lajistollista kattavuutta voidaan parantaa laajentamalla aineistoa, ja lisäksi voidaan kartoittaa lajistoltaan monimuotoisten alueiden keskittymiä.

5.3.8 Kansalaistiedehankkeiden aineistojen soveltuvuus ydinestimointiin

Eliölajeille tärkeiden alueiden keskittymien kartoittamisessa voisi olla mahdollista hyödyntää asiantuntijoiden keräämien aineistojen ohella myös maallikoiden kansalaistiedehankkeissa keräämiä havaintoaineistoja. Suomen ympäristökeskuksen vastuulla olevassa Eliölajit-tietokannassa oli melko vähän lintuhavaintoja Keski-Suomesta (SYKE ym. 2016a), joten monien lintulajien indikaattoriarvosta huolimatta niiden havaintokeskittymiä ei tarkasteltu erikseen tässä tutkielmassa. Lintuhavainnoista on olemassa kuitenkin laaja aineisto BirdLife Suomen ylläpitämässä Tiira-lintutietopalvelussa, jossa oli vuonna 2019 noin 20 miljoonaa havaintoilmoitusta koko Suomesta (BirdLife Suomi 2019b). Tiira-palveluun voi kuka tahansa kansalainen ilmoittaa tekemistään lintuhavainnoista. Luontoharrastajien on suhteellisen helppo havainnoida lintuja ja niistä ollaan kiinnostuneita (Snäll ym. 2011), ja siksi laajan aineiston keruu on mahdollista. Aineiston laajuudesta on etua tutkimuskäytössä (Dickinson ym. 2010).

Toisaalta kansalaistiedehankkeissa koottujen aineistojen käyttöön liittyy myös haasteita. Maallikoiden keräämissä aineistoissa on enemmän systemaattista ja satunnaista virhettä kuin järjestelmällisesti kerätyissä tutkimusaineistoissa. Virhettä aiheuttavat erot havainnoitsijoiden asiantuntemuksessa, aineiston ajallisen ja alueellisen kattavuuden epätasaisuus, vaihtelu eri lajien ilmoittamisaktiivisuudessa ja niiden etsimiseen käytetyssä ajassa sekä erot lajien todennäköisyydessä tulla havaituksi (Dickinson ym. 2010, Snäll ym. 2011). Tyypillisesti tällaiset aineistot sisältävät tiedon lajin havaintopaikasta mutta eivät tietoa lajin puuttumisesta paikalta (Sullivan ym. 2009).

Lajihavainnot voivat keskittyä laadukkaisiin elinympäristöihin, joissa on monimuotoista eliöstöä. Tällaiset alueet ovat usein esimerkiksi lintuharrastajien suosiossa (Snäll ym. 2011). Toisaalta havaintoaineistoissa painottuvat retkeilykohteet ja alueet, jotka ovat helposti saavutettavissa (Boakes ym. 2016). Teiden varsilta on tyypillisesti enemmän havaintoja kuin tiettömiltä alueilta, ja asuinalueet

ovat usein yliedustettuina havaintopaikoissa (Dickinson ym. 2010). Havaintokeskittymiä muodostuu myös alueille, joilla erityisen aktiiviset harrastajat ovat ilmoittaneet runsaasti havaintoja (Boakes ym. 2016). Vastaavaa painottumista on myös Tiira-palveluun ilmoitetuissa lintuhavainnoissa Keski-Suomessa (Pihlaja 2013). Arvioitaessa Tiira-aineiston soveltuvuutta tämän tutkielman tarkoitukseen havaittiin, että aineiston rajaaminen kohtuullisen vaateliaan metsälajin pesintäaikaisiin havaintoihin ei välttämättä poista tällaisia harhaanjohtavia painotuksia havaintotiheyksissä. Tiira-aineistoa tutkittiin Keski-Suomen Lintutieteelliseltä Yhdistykseltä saadun esimerkkiaineiston avulla. Muutaman esimerkkinä tarkastellun metsien indikaattorilinnun havainnot keskittyivät yhdistyksen havaintokeruualueella muun muassa kansallispuistoihin ja Jyväskylän seudulle sekä yksittäiselle alueelle, jolta aktiivinen lintuharrastaja oli tehnyt runsaasti havaintoja.

Maallikoiden ilmoituksista koostuvien havaintoaineistojen käyttö vaatii ymmärrystä havainnointikäyttäytymisestä ja havaintojen kirjaamistavoista (Boakes ym. 2016). Havainnoitsijat eivät välttämättä tallenna kaikkia tekemiään havaintoja vaan ainoastaan mielenkiintoisiksi kokemiansa havaintoja (Dickinson ym. 2010, Boakes ym. 2016). Näin ollen yleisten lajien havaintoja ei välttämättä ilmoiteta, ja harvinaisten lajien havainnot korostuvat havaintoaineistoissa. Mielenkiintoisina pidettyjä lajeja saatetaan myös etsiä pidempään kuin muita lajeja. Lintujen havaitsemisen todennäköisyys on sitä suurempi, mitä pidempi havainnointiaika ja havainnoidessa kuljettu matka ovat (Sullivan ym. 2009). Maallikoiden keräämien aineistojen edustavuus harvinaisten lajien osalta voidaan nähdä myös etuna verrattuna systemaattisiin lintulaskentoihin, joiden haasteena on harvinaisten ja harvalukuisten lajien heikko havaitsemistodennäköisyys (Snäll ym. 2011). Monet havaintoja ilmoittavista henkilöistä ovat kuitenkin tutkijoita, opiskelijoita ja kokeneita luontoharrastajia, joilla voi olla tietoa lajistosta ja tutkimusmenetelmistä (Cohn 2008). Aineistojen luotettavuutta parannetaan usein varmistusmenettelyllä, jossa tarkistetaan maallikoiden kirjaamia epätavallisia havaintoja (Cohn 2008,

Sullivan ym. 2009, 2014, Dickinson ym. 2010, Pocock ym. 2015). Kansalaistieteen keinoin kerättyjä havaintoaineistoja ja systemaattisesti tehtyjen inventointien aineistoja on hyvä verrata toisiinsa, ja ne voivat myös täydentää toisiaan (Snäll ym. 2011).

Hyvin tunnettuna lajiryhmänä linnut ovat yleisesti ottaen hyviä indikaattorilajeja osoittamaan ympäristön muutosta (Gregory ym. 2005), mutta metsätalouden vaikutukset lintuihin vaihtelevat lajeittain (Paillet ym. 2010). Jos halutaan selvittää arvokkaiden metsien sijainteja lintuhavaintojen perusteella, havaintoaineistosta tulisi valita sopivat indikaattorilajit. Lintuharrastajien suosimilla alueilla havaintotieto voi olla paikallisesti hyvin kattavaa, ja valtakunnallisella tasolla epätasaisesta kattavuudesta huolimatta havaintoaineisto antaa arvokasta tietoa muun muassa lintujen levinneisyydestä. Maakuntatasolla alueelliset erot aineiston kattavuudessa tekevät kuitenkin havaintotiheyksien tulkinnan haastavaksi. Kansalaisten ilmoittamista havainnoista koostuvan Tiira-lintuhavaintoaineiston käyttö ei soveltunut sellaisenaan tiheyden estimointiin, vaan aineiston käyttö vaatisi syvempää analysointia, asiantuntemusta tarkasteluun valittavista lajeista ja rajausta edustaviin havaintoihin. Tietoja havainnoista oli ilmoitettu vaihtelevasti, ja aineiston rajaaminen havaintokohtaisten tietojen perusteella supisti aineiston kokoa huomattavasti. Tiira-aineistosta on kuitenkin mahdollista saada hyödyllistä tietoa linnuille tärkeistä alueista Keski-Suomessa. Aineistoa on käytetty maakunnallisesti tärkeiden lintualueiden eli MAALI-alueiden selvittämisessä (Pihlaja 2013).

5.3.9 Ydinestimoinnin hyödyntäminen lajien suojelussa

Tässä tutkielmassa tehtyjä havaintoja ydinestimoinnin hyödyntämisestä erilaisilla aineistoilla voidaan käyttää apuna suojelualuesuunnittelussa ja siihen liittyvissä tutkimuksissa. Tulokartat osoittavat yleispiirteisesti keskittymäalueita, joille yksityiskohtaisemman suojelusuunnittelun resursseja voidaan kohdentaa Keski-Suomessa. Metsätalouden tehostamisen, vanhojen ojitusten vaikutusten ja uusien turvetuotantoalueiden perustamisen myötä monien tässä tutkielmassa

tarkasteltujen uhanalaisten lajien populaatiot voivat olla vaarassa hävitä suojelualueiden ulkopuolelta ja myös suojelualueilta, jos ympäröivät ekologiset verkostot eivät ole riittäviä ylläpitämään populaatioiden elinmahdollisuuksia. Uhanalaisille lajeille keskeisten alueiden selvittäminen on tärkeää, sillä esiintymispaikoista suurin osa sijaitsee suojelualueverkoston ulkopuolella. Eliölajit-aineiston perusteella tutkimusalueen uhanalaisten lajien havainnoista vain hieman yli kolmasosa on tehty luonnonsuojelualueilla (Metsähallitus 2015, SYKE ym. 2016a). Osuus laskettiin vuodesta 2000 lähtien tehtyjen sellaisten havaintojen perusteella, joiden havaintopaikka oli merkitty olemassa olevaksi tai tilaltaan epävarmaksi ja sijaintitieto oli ilmoitettu metrin tarkkuudella.

Maakunnan mittakaavassa uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnot (kuva 11, s. 93) keskittyivät paljon samoille alueille kuin arvokkaat luontokohteet (kuva 14, s. 99), joten lajien suojelua kannattanee parantaa keskittymäalueilla arvokkaiden luontokohteiden läheisyydessä. Toisaalta lajihavaintokeskittymiä saattoi muodostua alueille, joilla suuri osa uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintymistä oli jo suojeltuja. Lajien suojelua on hyvä kehittää myös sellaisilla uhanalaisten ja harvinaisten lajien keskittymäalueilla, jotka sijaitsevat arvokkaiden luontokohteiden keskittymien ulkopuolella. Uhanalaisten lajien keskittyminen tietyille alueille osoittaa, että niiden suojelemiseksi voi riittää suhteellisen pieni osuus esimerkiksi maakunnan pinta-alasta (Dobson ym. 1997).

Ydinestimoinnilla voidaan osoittaa monenlaisia lajistolle keskeisiä alueita. Pelkkään lajien harvinaisuuteen tai lajirunsauteen tai vain rajattuihin eliöryhmiin perustuvat tarkastelutavat eivät anna välttämättä riittävästi tietoa kaikkien suojelua vaativien lajien suojelemiseksi (Prendergast ym. 1993). Kun lajistolle keskeisiä alueita kartoitettaessa huomioidaan sekä kokonaislajirunsaus että levinneisyys-alueiltaan suppeimpien lajien runsaus, lajeja voidaan saada suojelluksi enemmän kuin pelkästään jompikumpi ominaisuus huomioiden (Williams ym. 1996).

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt eli METE-kohteet osana suojelualueverkostoa voivat tarjota elinmahdollisuuksia sellaisille uhanalaisille lajeille, joille välimatka sopivien elinympäristöjen välillä liikkumiseen ei ole liian suuri (Laita ym. 2010). Ydinestimoinnilla osoitetuilla METE-kohteiden keskittymäalueilla (liite 3: kuva 9) välimatkat arvokkaiden elinympäristöjen välillä ovat yleisesti ottaen pienempiä kuin muualla, joten tällaisilla keskittymäalueilla voi olla hyvät edellytykset luontoarvojen turvaamiseen. METE-kohteiden rooli suojelualueverkoston osana voi olla erityisen merkittävä alueilla, joille keskittyy sekä METE-kohteita että muita arvokkaita luontokohteita ja uhanalaista lajistoa. METE-kohteissa ja muissa arvokkaissa elinympäristöissä on yleensä enemmän ja monipuolisempaa lahoppuuta, uhanalaisia lajeja ja kaikkia lajeja kuin hakkuukypsissä talousmetsissä (Timonen ym. 2011). Toisaalta on olemassa selvä riski, että hakkuut pieniä arvokkaita elinympäristöjä ympäröivillä alueilla heikentävät arvokkaiden kohteiden luontoarvoja (Hartikainen 2008, Timonen ym. 2011). Metsien biotalouskäytön kestävyyttä voidaan edistää ottamalla METE-kohteiden keskittymäalueet huomioon alueidenkäytön suunnittelussa.

Ydinestimoinnilla voidaan tutkia lajihavaintojen alueellista jakautumista eri mittakaavoissa, joten maakuntatason tarkasteluiden lisäksi ydinestimointia voidaan hyödyntää yksityiskohtaisemmassa suojelusuunnittelussa. Tässä tutkielmassa ydinestimoinnin avulla osoitettujen laajojen keskittymäalueiden sisällä voi olla pienempiä lajihavaintokeskittymiä, jotka tulisivat esiin tasoitusparametria pienentämällä. Yksittäisen lajin käyttämien elinympäristöjen verkostosta voidaan saada yleispiirteinen kuva, jos tasoitusparametri valitaan lajin leviämiskyvyn mukaan ja lajikohtaiset elinympäristövaatimukset otetaan huomioon tulosten esitystavassa. Muilla menetelmillä voidaan lisäksi kartoittaa ekologisia yhteyksiä yksityiskohtaisemmin. Denoël ja Ficetola (2015) esittivät, että ydinestimoinnilla osoitettujen esiintymistiheyksien pohjalta voidaan arvioida eri populaatioiden elinvoimaisuutta ja saada selville, missä sijaitsevat lajin säilymisen kannalta tärkeimmät populaatiot. Ydinestimoinnin etuna onkin se, että menetelmällä

saadaan selville tutkittavan ilmiön alueellisen jakautumisen lisäksi tärkeimmät ydinalueet (Seaman ja Powell 1996, Barg ym. 2005). Lajien suojelun kannalta etuna on myös se, että menetelmä tuottaa määrällistä tietoa, jonka avulla voidaan objektiivisesti suojella haluttu osuus populaatiosta (Denoël ja Ficetola 2015).

5.4 Ydinestimointitulosten vertailu aikaisempaan tietoon arvokkaista alueista

5.4.1 Ekologiset vyöhykkeet

Ydinestimointimenetelmän luotettavuuden arvioimiseksi tämän tutkielman tuloksia verrattiin muilla menetelmillä saatuihin tuloksiin Keski-Suomen arvokkaista luontoalueista. Keski-Suomessa luontoarvoiltaan arvokkaita aluekokonaisuuksia on aikaisemmin osoitettu karttatarkastelun avulla Ekologiset vyöhykkeet -selvityksessä (Uusitalo 2006). Laajimpina aluekokonaisuuksina määriteltiin Suomenselän ja Päijänteen ekologiset suuralueet, jotka ovat ylimaakunnallisia, luonnonoloiltaan merkittäviä ja jokseenkin yhtenäisiä kokonaisuuksia. Ekologisia vyöhykkeitä muodostettiin pääasiassa suuralueille merkittävimpien suojelualueiden ja arvokkaiden luontokohteiden ryhmittymien ympärille. Vyöhykkeiden tarkoitus oli osoittaa tarvetta luonnon ominaispiirteiden säilyttämiseen ja arvokkaiden luontokohteiden välisten ekologisten yhteyksien kehittämiseen ja turvaamiseen. Ekologisia vyöhykkeitä tunnistettiin Suomenselän suuralueella ja sen yhteydessä neljä (Seläntauksen, Salamajärven, keskisen Suomenselän ja Pyhä-Häkin vyöhykkeet) sekä Päijänteen suuralueella toiset neljä (Isojärven–Arvajan reitin, Vanhanselän–Saviselän, Pohjois-Päijänteen ja Leivonmäen kansallispuiston vyöhykkeet).

Ekologisten vyöhykkeiden alueet nousivat esiin myös tässä tutkielmassa arvokkaiden luontokohteiden sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien keskittymäalueina. Sekä ydinestimoinnilla osoitettuja keskittymiä että ekologisia vyöhykkeitä tulee tulkita yleispiirteisinä alueina, joilla ei ole tarkkaa rajaa (ks. Uusitalo 2006). Tämä huomioiden voitiin todeta, että ydinestimoinnilla osoitettu Keski-Suomen

eteläosan laaja luontoarvojen keskittymäalue sijaitsi samalla alueella kuin Päijänteen suuralueen ekologiset vyöhykkeet. Suomenselän suuralueen ekologisten vyöhykkeiden yleispiirteiset rajaukset erosivat hieman ydinestimointitulosten korkeimpien tiheyksien alueista, mutta molempien tarkastelutapojen mukaan Salamajärven kansallispuiston alue, Pihtiputaan länsiosa, Kyyjärven ja Karstulan länsiosat sekä Pyhä-Häkin kansallispuiston alue olivat luontoarvoiltaan tärkeitä alueita. Tässä tutkielmassa Pyhä-Häkin alue korostui erityisesti uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintokeskittymänä.

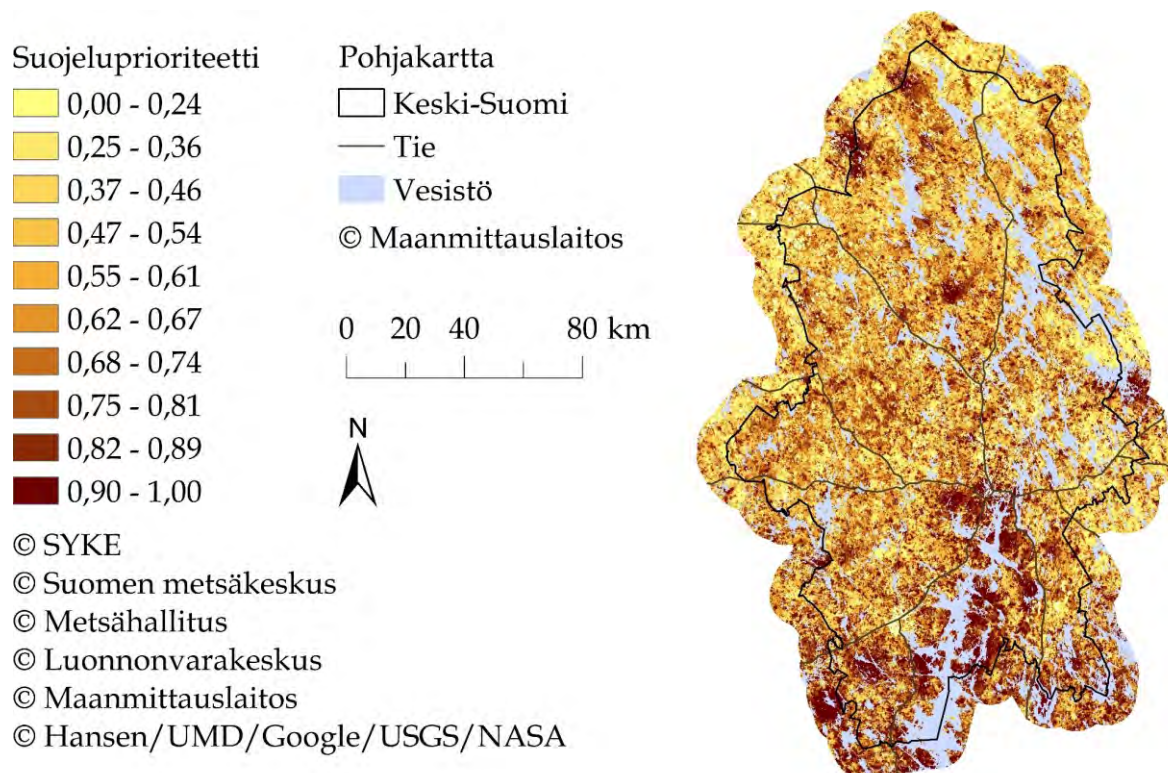
Monet arvokkaat ja laajat vesistöt sijaitsevat ekologisten vyöhykkeiden ulkopuolella, mutta ydinestimointituloksissa ne nostivat arvokkaiden luontokohteiden tiheyttä. Tällaisia vesistöjä olivat pohjoisessa Kivijärvi, Ylä-Keitele ja Kolima, maakunnan keskiosissa Saarijärven ja Pihlajaveden reitit, Pyhäjärvi ja Konnevesi sekä kaakossa Suontee. Konnevesi ympäristöineen on arvokkaiden luontokohteiden sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien tiheyden perusteella erityisen merkittävä alue, jossa on runsaasti muitakin kuin vesistöön ja rantoihin liittyviä luontoarvoja. Suuri osa Konneveden alueen arvokkaista luontokohteista sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintopaikoista on tosin Keski-Suomen ulkopuolella, mikä saattoi olla osasyynä siihen, että alue jäi aikaisemmin huomioimatta ekologisenä vyöhykkeenä (vrt. Uusitalo 2006). Monenlaisten arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintopaikkojen keskittymisen vuoksi ydinestimoinnilla nousi esiin suhteellisen merkittäviä alueita myös maakunnan pohjois- ja länsiosissa. Ydinestimointi toi esiin uusia luontoarvoiltaan merkittäviä alueita osittain siksi, että Uusitalo (2006) määritteli ekologisia vyöhykkeitä lähinnä Suomenselän ja Päijänteen suuralueille. Tässä tutkielmassa vastaavaa rajausta ei tehty. Ydinestimoinnin luotettavuutta luontoarvoiltaan merkittävien alueiden osoittamisessa tukee kuitenkin se, että useimmat keskittymäalueista tulivat esiin myös ekologisten vyöhykkeiden selvityksessä (Uusitalo 2006).

Luontoarvoiltaan maakunnallisesti merkittäviä aluekokonaisuuksia rajattaessa on hyvä käyttää mahdollisimman objektiivista menetelmää. Ydinestimointi on

suhteellisen objektiivinen menetelmä verrattuna karttatarkastelun perusteella tehtävään subjektiiviseen rajaukseen. Ydinestimointi antaa tulokseksi tiheyskartan, jonka tiheysarvojen perusteella alueiden merkittävyyttä voidaan vertailla. Saadun tuloksen hyvyys riippuu toki lähtöaineistojen todenmukaisuudesta sekä ydinestimointia että muita menetelmiä käytettäessä.

5.4.2 Zonation-analyysillä osoitetut monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet

Osana ympäristöministeriön rahoittamaa Ekologiset päätösanalyysit yhteiskunnallisen päätöksenteon tukena -hanketta Mikkonen ym. (2018) kartoittivat monimuotoisuudelle tärkeitä puustoisia metsäalueita valtakunnallisesti ja ELY-keskuksittain spatiaaliseen suojelusuunnitteluun kehitetyllä Zonation-ohjelmistolla (Moilanen ym. 2005). Ydinestimoinnilla saatiin tässä tutkielmassa samansuuntaisia tuloksia arvokkaiden luontoalueiden sijainnista kuin kyseisessä hankkeessa saatiin Zonation-ohjelmistolla, vaikka analyysien kattamat alueet ja lähtöaineistot poikkesivat osittain toisistaan. Zonation-analyysin rasterimuotoisissa tulokartoissa jokaisella puustoisien metsäalueiden kuva-alkiolla on suojeluprioriteetti-arvo, joka kuvaa alueen tärkeyttä monimuotoisuuden kannalta. Tämän tutkielman ydinestimointituloksia verrattiin Zonation-analyysin versioon, jossa metsäalueille annetut prioriteetti-arvot perustuivat laskennalliseen lahoppupotentiaaliin, metsikkötason kytkeytyneisyyteen, Punaisen listan metsälajien havaintotietoihin sekä kytkeytyneisyyteen metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin (MetsäL 10 §) ja pysyviin luonnonsuojelualueisiin. Lisäksi prioriteetti-arvoissa oli huomioitu monimuotoisuutta heikentävien metsänhoidollisten toimenpiteiden ja ojitusten vaikutukset arvoa alentavina tekijöinä. Kyseinen analyysiversio sopii maakunnalliseen tarkasteluun ja maankäytön suunnittelun tueksi, sillä tulokset antavat tietoa monimuotoisuuden kannalta arvokkaista alueista ja niiden muodostamasta verkostorakenteesta. Valtakunnallisen ja alueellisen Zonation-analyysin väliltä vertailukohdaksi valittiin valtakunnallinen versio (kuva 17), koska siinä Keski-Suomen prioriteetti-arvoissa oli huomioitu myös kytkeytyneisyys maakuntaa ympäröiviin alueisiin (ks. Mikkonen ym. 2018).



Kuva 17. Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet 2018 (Zonation) -aineiston valtakunnallinen analyysitulokset Keski-Suomessa (© SYKE 2018 ja kuvassa mainitut analyysin lähtöaineistojen lisenssinantajat). Alue on monimuotoisuuden kannalta sitä tärkeämpi, mitä korkeampi suojeluprioriteettiarvo on. Kukin värialue kattaa 10 % puustoisten metsäalueiden pinta-alasta Keski-Suomen sisällä. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

Valtakunnallisen Zonation-analyysin tuloksia (kuva 17) verrattiin arvokkaiden luontokohteiden pinta-alalla ja pinta-alan neliöjuurella painotettuihin tiheyksiin (kuvat 13–14, s. 98–99) sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien painottamattomien havaintojen tiheyksiin (kuva 11 a, s. 93). Visuaalisen tarkastelun perusteella metsäalueiden Zonation-analyysissä arvokkaina alueina nousivat esiin samat alueet kuin ydineestimointituloksissa eli Päijänteen, Konneveden, Suomenselän ja Pyhä-Häkin seudut. Samankaltaisuuteen vaikutti se, että sekä ydineestimoinnissa että Zonation-analyysissä lähtöaineistot sisälsivät pysyviä luonnonsuojelualueita, metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä ja Punaisen listan metsälajien havaintoja.

Jatkoverailua varten Keski-Suomen alueelle rajatun Zonation-kartan kuva-alkiot jaettiin prioriteettiarvon mukaan kymmeneen, kokonaispinta-alaltaan

mahdollisimman samansuuruiseen osaan. Nämä prioriteettiluokat muodostettiin ArcGIS-ohjelmiston *Reclassify*-toiminnolla käyttäen prioriteettiarvojen jakauman kvantiilivälejä. Tavallisesti Zonation-tuloksessa kvantiilit jakaisivat prioriteetti-arvot luokkiin tasavälein. Nyt luokkavälit eivät kuitenkaan olleen yhtä suuria, koska valtakunnallinen analyysituloksia rajattiin Keski-Suomen alueelle. Kunkin prioriteettiluokan alueella laskettiin ydinestimoinnin avulla arvioitujen tiheyksien keskiarvo ja keskihajonta *Zonal Statistics as Table* -toimintoa käyttäen. Ydinestimointitulosten reuna-alueita Keski-Suomen ulkopuolella ei otettu mukaan vertailuun, sillä niiden arveltiin mahdollisesti heikentävän vertailun luotettavuutta (ks. luku 5.2.4).

Yleisesti ottaen sekä arvokkaiden luontokohteiden tiheys että uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintotiheys kasvoivat Zonation-prioriteettiarvojen kasvaessa (taulukko 11). Korkean suojeluprioriteetin alueilla tiheydet olivat keskimäärin suurempia kuin muilla alueilla. Näillä alueilla oli tosin myös suurempaa vaihtelua tiheysarvojen välillä. Matalan ja keskitason suojeluprioriteetin alueilla erot tiheyksien keskiarvoissa eri prioriteettiluokkien välillä olivat puolestaan melko pieniä. Kun luontokohteita oli painotettu pinta-alalla, arvokkaiden luontokohteiden keskimääräinen kattavuus pinta-alasta oli jopa hieman suurempi alhaisen suojeluprioriteetin alueilla kuin keskitason prioriteetin alueilla. Kun arvokkaita luontokohteita painotettiin pinta-alan sijaan pinta-alan neliöjuurella, kohteiden tiheys vastasi paremmin Zonation-prioriteettiarvoja. Tämä havainto tukee ajatusta siitä, että pinta-alan neliöjuuri saattaa kuvata paremmin luontokohteen suojeluarvoa kuin pinta-ala.

Neliöjuurimuunnos nosti pienikokoisten arvokkaiden metsäelinympäristöjen vaikutusta ydinestimointitulokseen ja vähensi suurikokoisten vesistö- ja maisemakohteiden vaikutusta. Monimuotoisuudelle tärkeiden metsäalueiden priorisointianalyysissä huomioitiin vain puustoiset alueet, joten todennäköisesti tästäkin syystä neliöjuurimuunnoksen avulla ydinestimointituloksia vastasi enemmän Zonation-tuloksia. Metsälain erityisen tärkeillä elinympäristöillä (MetsäL 10 §) oli

merkittävä vaikutus sekä Zonation-tuloksiin (Mikkonen ym. 2018) että ydineestimointituloksiin, kun luontokohteita painotettiin pinta-alan neliöjuurella, koska kyseiset kohteet ovat usein pinta-alaltaan pieniä ja niitä on paljon.

Taulukko 11. Ydineestimointitulosten vertailu Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet 2018 (Zonation) -aineistoon (SYKE 2018b). Kolmea ydineestimointitulosta verrataan Keski-Suomen alueelle rajattuun valtakunnalliseen Zonation-analyysiversioon. Ydineestimoinnin avulla arvioitujen tiheyksien keskiarvot ja keskihajonnat ilmoitetaan Zonation-prioriteettiarvojen jakauman osissa. Jakauman osat esitetään persentileinä, ja kunkin osan kuva-alkiot kattavat kymmenesosan metsäalueiden kokonaispinta-alasta. Vertailussa olivat mukana Zonation-aineiston kattamat puustoiset metsäalueet Keski-Suomessa. Alueiden suojeluprioriteetti kasvaa Zonation-prioriteettiarvon lähestyessä arvoa 1.

Metsäalueen suojeluprioriteetti		Tiheyksien keskiarvo ja keskihajonta		
Jakauman osa	Zonation-prioriteetti arvo	Arvokkaat luonto-kohteet* (ha km ⁻²)	Arvokkaat luonto-kohteet** (m km ⁻²)	Uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnot (havaintoa 10 km ² :llä)
0–10	0,00–0,24	6,14 (5,82)	64,85 (20,93)	1,85 (1,30)
10–20	0,24–0,36	5,83 (5,00)	65,20 (21,77)	1,91 (1,42)
20–30	0,36–0,46	5,82 (4,83)	66,31 (22,65)	2,05 (1,54)
30–40	0,46–0,54	5,87 (4,97)	66,89 (23,57)	2,13 (1,60)
40–50	0,54–0,61	5,93 (5,03)	67,09 (23,63)	2,20 (1,67)
50–60	0,61–0,67	6,00 (5,05)	67,97 (24,84)	2,26 (1,76)
60–70	0,67–0,74	6,16 (5,20)	70,07 (27,29)	2,45 (1,99)
70–80	0,74–0,81	6,44 (5,54)	72,77 (29,37)	2,64 (2,14)
80–90	0,81–0,89	7,23 (6,24)	79,79 (33,77)	3,13 (2,47)
90–100	0,89–1,00	9,39 (7,33)	99,67 (40,54)	4,46 (2,89)
0–100	0,00–1,00	6,48 (5,65)	72,12 (29,34)	2,51 (2,08)

* kohteiden painoarvona pinta-ala.

** kohteiden painoarvona pinta-alan neliöjuuri.

Myös uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintotiheys kasvoi metsäalueiden suojeluprioriteettiarvojen kasvaessa (taulukko 11), joten ydineestimoinnilla osoitetut lajeille arvokkaat alueiden sijainnit vastasivat kohtuullisen hyvin Zonation-

analyysillä tunnistettujen monimuotoisuuden kannalta tärkeiden metsäalueiden sijainteja. Ydinestimointituloksissa lajiston kannalta tärkeäksi alueeksi osoittautunut Pyhä-Häkin seutu korostui myös Zonation-tuloksissa monimuotoisuudelle tärkeänä metsäalueena (kuva 17). Molemmilla menetelmillä saadut tulokset olivat yleisesti ottaen samankaltaisia siitä huolimatta, että ydinestimoinnin lähtöaineistossa oli mukana Punaisen listan metsälajien havaintojen lisäksi myös muita lajeja ja elinvoimaisien metsälajien havaintoja, joita Zonation-analyysissä ei ollut huomioitu.

Monimuotoisuudelle tärkeitä metsäalueita kuvaavan Zonation-kartan ja ydinestimointitulosten väliset erot johtuivat osittain siitä, että ydinestimointitulokset olivat yleispiirteisiä ja tiheyksien vaihtelu asteittaista, kun taas Zonation-kartassa oli runsaasti pienipiirteistä vaihtelua. Pääasiassa tämän vuoksi Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin osoitti vain heikon yhteyden Zonation-kartan ja ydinestimointitulosten välillä (taulukko 12). Verrattaessa tiheysarvoiltaan tasoitettua ydinestimointitulosta Zonation-analyysin tulokarttaan, jossa suojeluprioriteettiarvojen vaihtelu on suurta vierekkäisten alueiden välillä, korrelaatiokerroin ei voikaan olla kovin korkea.

Lisäksi vertailtavien karttojen erona oli se, että ydinestimointikartoissa suurimmat tiheydet sijaitsivat yksittäisillä melko suppeilla alueilla, ja valtakunnallisen Zonation-analyysin tulokartassa suuren prioriteetin alueita oli puolestaan lukuisissa paikoissa ympäri maakuntaa. Tästä syystä ydinestimointituloksia hyödynnettäessä on syytä huomioida myös matalamman tiheyden keskittymiä. Menetelmien väliset erot saattoivat näkyä muun muassa kuva-alkioiden arvoissa suurikokoisten luontokohteiden ympärillä, jos ydinestimoinnin avulla esitettyjen luontokohdekeskittymien muoto pinta-alapainotusta käytettäessä ei vastannut kovin hyvin todellisuutta. Vertailu Zonation-analyysin tuloksiin osoitti, että ydinestimointikarttojen matalankin tiheyden alueilla oli korkean suojeluprioriteetin alueita, jotka saattoivat tiheyskartoissa jäädä piiloon ydinestimoinnin tasoittavan vaikutuksen vuoksi. Näillä alueilla saattoi myös sijaita esimerkiksi

lahopuupotentiaaliltaan hyviä metsiä, joita voitiin havaita Zonation-analyysin lähtöaineistojen avulla mutta jotka eivät tulleet esiin tämän tutkielman aineistoissa. Menetelmien ja lähtöaineistojen erilaisuudesta huolimatta monimuotoisuudelle tärkeiden metsäalueiden Zonation-analyysitulosten ja ydinestimointitulosten välillä oli positiivinen korrelaatio (taulukko 12), ja ydinestimoinnin avulla osoitetut keskittymäalueet vaikuttaisivatkin sisältävän muita alueita enemmän korkean suojeluprioriteetin metsää.

Taulukko 12. Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet 2018 (Zonation) -aineiston valtakunnallisen analyysituloksen (SYKE 2018b) ja ydinestimointitulosten väliset korrelaatiot. Verrattavien rasterimuotoisten karttojen kuva-alkioiden määrä (N) oli 1 847 837, ja kartat rajattiin kattamaan Keski-Suomen. Korrelaatiokertoimet laskettiin R-ohjelman versiolla 4.0.2. käyttäen laajennuspaketteja *rgdal* ja *psych*.

	Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet
	Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin (r_s) ja 95 %:n luottamusväli
Arvokkaat luontokohteet (painoarvona pinta-ala)	0,11 (0,11–0,12)
Arvokkaat luontokohteet (painoarvona pinta-alan neliöjuuri)	0,23 (0,22–0,23)
Uhanalaisten ja harvinaisten lajien havainnot	0,25 (0,24–0,25)

5.4.3 Lajistolle arvokkaat alueet

Uhanalaisten ja muuten huomionarvoisten sienilajien havaintokeskittymät sijaitsivat pääosin samoilla alueilla kuin vanhan metsän indikaattorikääpien perusteella Keski-Suomen arvokkaimmiksi arvioidut metsäalueet (Kunttu ja Halme 2008). Eliölajit-havaintoaineiston sienistä suuri osa olikin juuri kääpiä. Kunttu ja Halme (2008) arvioivat indikaattorikääpien perusteella kolmen arvokkaimman metsäalueen olleen Pyhä-Häkin kansallispuisto, Salamajärven kansallispuisto ja Salamaperän luonnonpuisto, ja samat alueet nousivat esiin myös ydinestimointitarkastelussa merkittävinä uhanalaisten ja harvinaisten sienilajien havaintokeskittyminä. Näiden lisäksi sienihavainnot keskittyivät ydinestimointitulosten

mukaan huomattavassa määrin Keski-Suomen pohjoisosaan (Pihtiputaalle Louhivuoren ja Harjuntakasen alueelle) sekä itärajan tuntumaan Etelä-Konneveden kansallispuistoon. Myös Kunttu ja Halme (2008) arvioivat, että kyseiset alueet olivat indikaattorikääpien esiintymisen perusteella arvokkaita metsäalueita.

Ydinestimoinnin avulla osoitettujen uhanalaisten ja harvinaisten sienien havaintokeskittymien ja vanhan metsän indikaattorikääpien perusteella arvoitettujen metsien (Kunttu ja Halme 2008) välillä oli eroja alueiden tärkeysjärjestyksessä. Ydinestimointitarkastelussa uusina havaintokeskittyminä nousivat esiin kaksi aluetta, joista toinen sijaitsi maakunnan länsiosassa Keuruulla ja toinen itäosassa Toivakassa. Toisaalta muutama Kuntun ja Halmeen (2008) selvityksen mukaan arvokas metsäalue ei noussut esiin ydinestimoinnilla sienihavaintojen keskittymäalueena, koska niillä ei ollut juuri tehty havaintoja tällä vuosituhannella. Lisäksi metsien hakkuut ovat voineet heikentää joidenkin metsäalueiden luontoarvoja (Kunttu ja Halme 2008). Erot vuoden 2008 kääpäselvityksen tulosten ja vuosien 2000–2015 sienihavaintokeskittymien välillä selittynevät siis pääasiassa sillä, että tarkastelut perustuivat osittain eri ajanjaksojen kääpä- ja sienihavaintoihin. Tästä huolimatta yhtäläisyyksiä oli paljon, joten ydinestimointi vaikutti luotettavalta menetelmältä sienien tai kääpien kannalta arvokkaiden metsäalueiden osoittamiseen maakunnan mittakaavassa. Lisäksi vanhojen metsien ja lehtojen lajien havaintojen ydinestimointitarkastelussa (liite 4: kuva 8) nousivat esiin pitkälti samat alueet, joten nämä alueet vaikuttivat olevan arvokkaita myös muiden uhanalaisten ja harvinaisten lajien kannalta.

Lajistokeskittymiä on tarkasteltu Eliölajit-aineiston pohjalta valtakunnallisella tasolla uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelmaa varten. Keskittymistä tarkasteltiin esittämällä havaittujen lajien määrät neliökilometrin ja sadan neliökilometrin ruuduilla. Päijänteen seutu nousi selvästi esiin Punaisen listan lajien keskittymänä ja Pyhä-Häkin kansallispuisto Punaisen listan metsälajien keskittymänä (YM 2017). Lajimäärien tarkastelu ruuduittain osoitti merkittävimpinä lajistokeskittyminä siis samat alueet kuin havaintomäärien

tarkastelu ydinestimoinnilla. Vaikka aineisto rajattiin valtakunnallisessa selvityksessä hieman eri tavalla kuin tässä tutkielmassa, metsä-, suo- ja kalliolajien ruututarkastelulla osoitetut lajistokeskittymät näyttivät sijaitsevan visuaalisen tarkastelun perusteella pääasiassa samoilla alueilla kuin vanhojen metsien, lettojen ja kallioiden lajien ydinestimoinnilla osoitetut havaintokeskittymät. Tarkastelumittakaava oli kuitenkin hyvin yleispiirteinen. Ydinestimointimenetelmän luotettavuutta tukee se, että eri menetelmällä on saatu ydinestimointitulosten kanssa samankaltaisia tuloksia uhanalaisten ja muiden huomionarvoisten lajien kannalta arvokkaista alueista.

5.5 Metsien hiilivarastojen ja puuston määrän tarkastelu

5.5.1 Aikaisemmat arviot hiilivarastojen koosta

Metsien biomassaan ja maaperään varastoituneen hiilen määrästä Suomessa on esitetty useita arvioita. Liski ym. (2006) arvioivat biomassaan sitoutuneen hiilen määräksi Suomessa keskimäärin $4,0 \text{ kg m}^{-2}$ vuonna 2004. Toisin kuin tässä tutkielmassa, arvioon oli laskettu mukaan kivennäismaiden puustoon varastoituneen hiilen lisäksi myös pohjaskasvillisuuteen ja soiden puustoon varastoitunut hiili. Suometsät ovat vähätuottoisempia kuin kivennäismaan metsät, joten niiden huomioiminen laskee biomassan keskimääräistä hiilimäärää neliömetrillä. Tässä tutkielmassa kivennäismaalla olevien metsien puustoon sitoutuneen hiilen määräksi Keski-Suomessa arvioitiin $5,0 \text{ kg m}^{-2}$, ja jos soiden puuston hiilivarastot otetaan laskennassa huomioon, hiilen määräksi metsätalousmailla saadaan keskimäärin $4,8 \text{ kg m}^{-2}$. Liskin ym. (2006) arviota suurempi hiilimäärä Keski-Suomessa saattaa johtua alueellisista eroista hiilimäärissä ja siitä, että puuston kokonaismäärä on lisääntynyt arvioiden välisenä aikana. Etelä-boreaalaisella vyöhykkeellä Keski-Suomen eteläpuolelta Suomenlahden rannikolle ulottuvalla alueella puustossa on puolestaan arvioitu olevan hiiltä $6,6 \text{ kg m}^{-2}$ (Akujärvi ym. 2016). Suurempi hiilimäärä etelässä on järkeenkäypää, sillä lämmin ilmasto edistää biomassan kasvua ja siten myös hiilen sitoutumista puustoon (Liski

ym. 2006). Kun otetaan huomioon erot tutkimusalueissa ja laskentatavoissa, arvio puustoon varastoituneen hiilen määrästä Keski-Suomessa oli suuruusluokaltaan lähellä aikaisempia arvioita.

Maaperän hiilimäärä metsäisillä kivennäismailla arvioitiin hieman suuremmaksi ($8,2 \text{ kg m}^{-2}$) kuin muutamissa aikaisemmissa, laajemman tai eteläisemmän alueen kattaneissa tutkimuksissa. Liski ja Westman (1997a) laskivat kaksi arvioita maaperän hiilimäärästä Suomessa metsätyyppikohtaisten hiilimäärien perusteella, ja näiden kahden arvion keskiarvo oli $6,4 \text{ kg m}^{-2}$. Suomessa 2000-luvulla tehdyissä tutkimuksissa kivennäismaiden metsien maaperään on laskettu sitoutuneen $6,3\text{--}7,9 \text{ kg m}^{-2}$ orgaanista hiiltä (Liski ym. 2006, Rantakari ym. 2012, Akujärvi ym. 2016). Näissä tutkimuksissa käytettiin maaperän hiilen mallintamiseen kehitettyä Yassomallia, jonka kalibroinnissa on hyödynnetty muun muassa samoja Liskin ja Westmanin (1995, 1997b) hiilipitoisuusmittausten tuloksia kuin tässä tutkielmassa käytetyn hiilimallin kehittämisessä (ks. Liski ym. 2005, 2009). Callesen ym. (2003) arvioivat puolestaan pohjoismaiden etelä- ja hemiboreaalisella vyöhykkeellä keskilämpötilaltaan ja sademäärältään Keski-Suomea vastaavissa olosuhteissa (ks. Kersalo ja Pirinen 2009) hiilimääräksi 0–1 metrin syvyydellä $6,7\text{--}6,8 \text{ kg m}^{-2}$. Vaikka ilmasto-olosuhteissa oli samankaltaisuutta, Keski-Suomen metsät eroavat puustoltaan etelä- ja hemiboreaalisista metsistä, joissa on yleensä enemmän seka- ja lehtimetsää. Lehtimetsissä maatumisen on nopeampaa kuin havumetsissä (Flanagan ja Van Cleve 1983), mikä voi ainakin osittain selittää Keski-Suomen määrää (0–1 metrin syvyydellä $8,0 \text{ kg m}^{-2}$) pienemmän hiilimäärän etelä- ja hemiboreaalisien vyöhykkeen tiettyjen alueiden maaperässä. Maaperä voi olla myös muilta ominaisuuksiltaan erilaista. Callesenin ym. (2003) arvioima havumetsien eloperäisen kerroksen hiilimäärä Keski-Suomea vastaavissa ilmasto-olosuhteissa etelä- ja hemiboreaalisella vyöhykkeellä ($1,8 \text{ kg m}^{-2}$) oli kuitenkin lähempänä tämän tutkielman tulosta ($2,0 \text{ kg m}^{-2}$).

Suomessa tehtyjen tutkimusten Keski-Suomea matalampi hiilimäärä voi puolestaan selittyä alueellisella vaihtelulla hiilivarastojen suuruudessa. Liskin ja Westmanin

(1997a) mukaan maaperän keskimääräinen hiilimäärä oli suurimmillaan Etelä-Suomen järviolueilla (yli 7 kg m^{-2}) ja matalimmillaan lounaisrannikolla ja Pohjois-Lapissa (alle 5 kg m^{-2}). Myös Akujärvi ym. (2016) havaitsivat hiilimäärien olevan matalampia etelärannikolla kuin sisämaassa. Keski-Suomi sijaitseekin suurelta osin eteläisellä järviolueella, jossa sijaitsevat Suomen tuottoisimmat metsät ja jossa kasvukauden aikaiset lämpötilat ovat suhteellisen korkeita (Liski ja Westman 1997a). Samankaltaista alueellista vaihtelua on havaittavissa myös Keski-Suomen sisällä. Maakunnan luoteisosassa Suomenselän alueella kivennäismaiden metsien hiilivarastot ovat pienempiä, tehoisa lämpötilasumma matalampi ja metsät karumpia kuin itäisellä ja eteläisellä järvisedulla. Silmämääräisesti tarkasteltuna hiilimäärät muuttuvat selvästi matalammiksi suurin piirtein etelä- ja keskiboreaalisen metsäkasvillisuusvyöhykkeen rajalla.

Keski-Suomessa kivennäismaiden metsiin oli varastoitunut hiiltä 61 Tg puustoon ja 99 Tg maaperään. Kaikella metsätalousmaalla suot mukaan lukien puuston hiilivaraston koko oli puolestaan 71 Tg. Suuruusluokat vaikuttavat todenmukaisilta, kun niitä verrataan aikaisempiin hiilivarastojen koon arviointeihin Suomessa. Kivennäismaiden ja soiden puustoon varastoituneen hiilen määräksi on Suomessa arvioitu 620 Tg (Kauppi ym. 1995) ja myöhemmin 823 Tg (Liski ym. 2006). Jälkimmäinen arvio sisältää myös pohjakasvillisuuteen varastoituneen hiilen. Lisäksi valtakunnan metsien 11. inventoinnin puuston biomassatietojen (Luke 2019a) perusteella voidaan laskea Suomen metsätalousmaiden puuston hiilivaraston koon olleen 830 Tg, jos puuston hiilipitoisuus on 50 %. Kivennäismaiden maaperässä on puolestaan arvioitu olevan orgaanista hiiltä 959–1315 Tg (Liski ja Westman 1997a, Liski ym. 2006). Kokonaismäärien vertailussa tulee huomioda, että hiilimäärät on usein laskettu erilaisille metsäpinta-aloille (Liski ja Westman 1997a). Lisäksi ainakin Kaupin ym. (1995) arvio puustoon varastoituneen hiilen määrästä voidaan katsoa vanhentuneeksi, koska puuston kokonaismäärä on lisääntynyt merkittävästi sitten 1990-luvun. Voitaneen kuitenkin sanoa, että Keski-Suomessa oli hiilikarttojen kuvaamana ajankohtana noin 8–9 % Suomen metsätalousmaiden

biomassaan varastoituneesta hiilestä ja noin 8–10 % kivennäismaiden metsien maaperään varastoituneesta hiilestä. VMI11:n mukaan Suomen metsätalousmaista ja kivennäismaiden metsistä noin kuusi prosenttia oli Keski-Suomessa (Luke 2019a), joten Keski-Suomen metsien puusto ja kivennäismaa-alueiden maaperä saattavat olla valtakunnallisesti hieman keskimääräistä merkittävämpiä hiilivarastoja. Etelä-Suomessa maaperän hiilivarastot ja puuston määrä ovatkin suurempia kuin Pohjois-Suomessa (ks. Liski ja Westman 1997a, Luke 2019a).

5.5.2 Maaperän hiilimallin luotettavuus

Kivennäismaiden metsiin varastoituneen hiilen alueellisen jakautumisen arvion ja luotettavuuteen vaikuttavat laskennassa käytetyt aineistot ja laskentatapa. Hiilen arvioinnissa käytetty Liskin ja Westmanin (1997a) malli on muodostettu heidän aikaisempien hiilipitoisuusmittausten (1995, 1997b) perusteella. Osa mittauksista tehtiin Keski-Suomen länsirajan lähistöllä, joten hiilimallin soveltuvuus Keski-Suomen hiilivarastojen arviointiin lienee kohtuullisen hyvä. Luotettavampi tulos saataisiin kuitenkin silloin, kun arvio voidaan tehdä tutkimusalueella tehtyjen mittausten perusteella. Jos mitattuja arvoja olisi saatavilla, hiilimallin luotettavuutta olisi myös mahdollista arvioida vertaamalla ennustettuja arvoja mittaustuloksiin. Ekosysteemipalveluiden arvioissa on usein puutteena se, että ne ovat yleistyksiä suppeasta osasta tutkimusaluetta tai perustuvat tutkimusalueen ulkopuoliseen tietoon (Eigenbrod ym. 2010).

Lehtojen, karukkokankaiden, kallioiden ja hietikoiden hiilipitoisuuksia ei mitattu Liskin ja Westmanin (1995, 1997a, 1997b) tutkimuksissa. Mallissa lehtojen maaperän hiilimäärä muodostettiin samalla tavalla kuin lehtomaisten kankaiden. Karukkokankaiden, kallioiden ja hietikoiden hiilimäärän laskennassa käytettiin kuivien kankaiden arvoja. Koska kyseisten vähätuottoisimpien luokkien ja lehtojen yhteenlaskettu osuus Keski-Suomen metsätalousmaan kivennäismaista on vain yhden prosentin, yleistys tuskin heikensi hiilimäärien luotettavuutta merkittävästi tutkimusalueen mittakaavassa. Tulosten mukaan Keski-Suomen lehdoissa,

karukkokankailla sekä kallioilla ja hietikoilla olisi varastoituneena maaperään yhteensä noin 1 Tg hiiltä, mutta maaperän hiilimallissa tehtyjen yleistysten vuoksi tämä arvio on vain suuntaa antava.

Liskin ja Westmanin (1997a) mukaan maaperän hiilimalli saattaa yliarvioida hiilen määrää eloperäisessä kerroksessa 0–13 % ja 0–1 metrin syvyydellä 0–29 %. Hiilen määrän arvioon aiheuttaa epävarmuutta hiilimallin arvojen yleistäminen sellaisiin olosuhteisiin, joita ei huomioitu mallia kehitettäessä. Liski ja Westman (1997a) arvioivat, että eniten virhettä hiilimäärän arvioon voivat aiheuttaa maaperän kivisyys ja metsien hakkuut. Maaperän tuottavuus saattaa olla alentunut kivisillä alueilla, ja siten maaperään päätyy vähemmän orgaanista hiiltä. Metsien hakkuut puolestaan vähentävät merkittävästi maaperän eloperäisen kerroksen hiilimäärää paikallisesti (Liski ja Westman 1997a). Maaperän hiilimäärän palautuminen hakkuista edeltävälle tasolle voi kestää vuosikymmeniä (Aber ym. 1978, Covington 1981), ja toistuvat hakkuut saattavat pienentää maaperän hiilivarastoja myös pitkällä aikavälillä (Liski ym. 1998). Hakkuut jakautuvat oletettavasti melko tasaisesti maakunnan alueelle, joten maakunnan mittakaavassa ne eivät luultavasti vaikuttaneet merkittävästi hiilivarastojen suhteelliseen jakautumiseen. Koska hakkuiden vaikutusta ei huomioitu, arvio maakunnan kokonaishiilimäärästä voi kuitenkin olla liian suuri. Hakkuiden vaikutusta hiilimääriin olisi kuitenkin mahdollista selvittää yhdistämällä maaperän hiilen mallinnukseen ennusteita metsiköiden kehityksestä (Akujärvi ym. 2016).

Kivisyyden ja hakkuiden lisäksi hiilimalli ei huomioi maaperän ohuuden ja iän vaikutusta eikä metsien puulajien ja palamisen vaikutusta. Näiden huomioimatta jättäminen voi aiheuttaa hiilen määrän yliarviointia. Hiilimäärä laskettiin olettaen maaperän olevan vähintään metrin paksuinen, mutta Keski-Suomessa kivennäismaiden metsien kokonaispinta-alasta viidesosa on alueita, joilla maakerros kallioiperän päällä voi olla ohuempi. Ohut maaperä voi toisaalta olla vähätuottoinen, mikä pienentää hiilen määrän yliarvioinnin riskiä (Liski ja Westman 1997a). Maaperän iän vaihtelu ei myöskään aiheuttane merkittävästi

virhettä hiilen määrän arvioon. Sekä Liskin ja Westmanin (1997a) tutkimilla alueilla että yleisesti Suomessa kivennäismaiden maaperä on sen ikäistä, että hiilimäärä on saavuttanut tasapainon eikä enää merkittävästi kasva kuten nuoremmassa maaperässä (Liski ym. 1998).

Liskin ja Westmanin (1997a) hiilimallia varten tutkitut alueet olivat hakkuukypsiä mänty- ja kuusivaltaisia metsiköitä. Malli saattaa yliarvioida koivuvaltaisten metsiköiden hiilimääriä maaperässä, sillä lehtikarikerkeä maatu neulaskarikerkeä helpommin (Flanagan ja Van Cleve 1983). Hiilimalli ei huomioinut kaskiviljelyn ja kulotuksen vaikutusta hiilimääriin. Ainakin kaskiviljely on aikoinaan vähentänyt eloperäisen kerroksen hiilimäärää (Kivekäs 1939), mutta todennäköisesti kasketut alueet ovat jossain määrin palautuneet (Liski ja Westman 1997a). Toisaalta hiilimalli saattaa aliarvioida usein vettyvien ja heikosti kuivuvien maaperien hiilimäärän, sillä malli perustuu hyvin kuivuvilla podsolimailla tehtyihin mittauksiin. Vettyviä alueita on usein soiden ja peltojen ympärillä. Maaperässä oleva vesi hidastaa maatumista ja lisää siten maaperän hiilimäärää (Liski ja Westman 1997a).

5.5.3 Metsätalousmaan luokittelu kivennäismaihin ja soihin

Kivennäismaiden hiilimäärän arvioon vaikuttaa se, miten metsäiset elinympäristöt on luokiteltu soihin ja kivennäismaihin (Liski ja Westman 1997a). Soistumassa olevien alueiden ja ojituksen vuoksi muuttuneiden soiden jaottelu soihin ja kivennäismaihin on tulkinnanvaraista. Jaottelu vaikuttaa merkittävästi Keski-Suomen alueen hiilimääräarvioon, sillä suurin osa maakunnan soista on turvekankaita (Luke 2019a), joilla on sekä soiden että kangasmetsien ominaispiirteitä (Korhonen 2009). Monilähteisessä valtakunnan metsien inventoinnissa ohutturpeiset alueet, joiden turvekerros on alle 30 cm, on luokiteltu yleensä kivennäismaaksi (Tomppo ym. 2014). Tämä eroaa valtakunnan metsien maastoinventointien luokittelutavasta, jossa vastaavat alueet luetaan usein suoksi. VMI:ssä suoksi määritellään alue, jolla kivennäismaata peittää paksu tai ohut turvekerros tai jolla vähintään 75 % aluskasvillisuudesta on suokasvillisuutta

(Korhonen 2009). Näillä kahdella eri luokittelutavalla saadaan toisistaan poikkeavat arviot kivennäismaiden metsien pinta-alalle Keski-Suomessa: jälkimmäisellä tavalla kivennäismaan pinta-alaksi saatiin valtakunnan metsien 11. inventoinnissa (VMI11) 10 900 km² (Luke 2019a), ja tässä tutkielmassa käytetyn MVMI-aineiston mukaan kivennäismaita oli 12 030 km² (Luke 2015a). Tästä syystä kivennäismaalla kasvavien metsien hiilen määrän arvioinnissa saatiin karkeasti arvioiden noin 10 % suurempi kokonaishiilivaraston koko MVMI-aineiston luokittelua käyttäen kuin olisi todennäköisesti saatu VMI:n luokittelua käyttäen. Lisäksi hiilivarastojen alueellista jakautumista kuvaavassa kartassa arvio hiilen määrästä saattaa olla epäluotettava kivennäismaaksi luokitelluilla ohutturpeisilla soilla. Mahdolliset luokitteluvirheet ja muut ennustevirheet lähtöaineistoissa saattoivat myös vaikuttaa arvioon hiilen määrästä, ja MVMI-aineiston luotettavuutta tarkastellaankin erikseen luvussa 5.5.7.

5.5.4 Tehoisan lämpötilasumman vaikutus tuloksiin

Säähavaintopaikkojen valinta ja alueellinen edustavuus sekä puutteet lämpötilatiedoissa saattoivat vaikuttaa hieman interpoloitujen lämpötilasummien luotettavuuteen. Alueellista edustavuutta olisi mahdollista parantaa huomioimalla lämpötilasummia useammalta säähavaintoasemalta Keski-Suomen ympäriltä. *Kriging*-interpolointi myös tasoitti hieman tehoisien lämpötilasummien eroja maakunnan pohjoisosassa. Mittausten perusteella lasketun ja interpoloidun lämpötilasumman ero oli suurimmillaan Viitasaarella, jossa tehoisa lämpötilasumma oli sääaseman pohjoiseen sijaintiin nähden korkea. Käytetyn interpolointimenetelmän vuoksi hiilimäärät saattoivat tulla siellä aliarvioiduksi noin 0,1 kg m⁻². Toisaalta kyseisellä sääasemalla mitattujen talvilämpötilojen on todettu olevan ajoittain liian suuria (Ilmatieteen laitos 2020b), ja tällä on voinut olla vaikutusta tehoisaan lämpötilasummaan laskettuihin kevään ja syksyn arvoihin. Lisäksi Viitasaarella lämpötiloihin saattaa vaikuttaa suuren vesistön läheisyys. Lämpötilasummien

interpolointimenetelmä ja laskentaparametrien valinta vaikuttavat myös lopputulokseen ja tulosten luotettavuuteen. Interpolointitavan ja lämpötila-aineiston kattavuuden vaikutukset hiilimäärän arvioon olivat kuitenkin kohtuullisen pieniä.

Liskin ja Westmanin (1997a, 1997b) tutkimuksessa käytetyt tehoisan lämpötilan summat olivat Keski-Suomessa osittain hieman matalampia (noin 1100–1300 °C vrk) kuin tätä tutkielmaa varten interpoloidut tehoisan lämpötilan summat (noin 1100–1500 °C vrk). Ilmatieteenlaitoksen laskelmien mukaan tehoisan lämpötilan summa Keski-Suomessa onkin noussut viimeisten vuosikymmenien aikana (Kersalo ja Pirinen 2009, Ilmatieteen laitos 2020a). Kyseiset laskelmat on tehty 30 vuoden jaksoissa, kun taas tässä tutkielmassa keskimääräiset lämpötilasummat laskettiin 16 vuoden perusteella. Pidempi ajanjakso vähentäisi yksittäisten poikkeavien vuosien vaikutusta keskiarvoon. Lisäksi tässä tutkielmassa käytetty yksinkertaistettu tapa laskea tehoisa lämpötilasumma pelkästään viiden celsiusasteen kynnyksarvolla antoi suuremman tuloksen kuin varsinainen kasvukauden aikaisista lämpötiloista laskettu tehoisa lämpötilasumma, sillä yksittäisiä viiden asteen ylittäviä vuorokausilämpötiloja on myös kasvukauden ulkopuolella.

Tässä tutkielmassa käytetyllä laskentatavalla hiilen määrän arvio suurenee ilmaston lämmitessä. Esimerkiksi 100 °C vrk:n lisäys tehoisaan lämpötilasummaan nostaa metsäisen kivennäismaan hiilimääräarviota noin 0,3 kg m⁻². On kuitenkin epävarmaa, kasvattaako vai pienentääkö ilmaston lämpeneminen maaperän hiilivarastoja (Davidson ja Janssens 2006). Mikäli viime vuosikymmeninä tapahtunut tehoisien lämpötilasummien nousu ei ole lisännyt maaperän hiilivaraston kokoa, nyt tehty hiilimäärän arvio voi olla hieman liian suuri. Toisaalta kyseessä on joka tapauksessa karkea arvio hiilivaraston suuruudesta, ja siihen nähden lämpötilasummien muutoksen vaikutus on pieni.

5.5.5 Hiilivarastot lajittuneiden maalajien alueilla

Maaperän hiilivarastot olivat suurimpia siellä, missä pohjamaan maalaji oli lajittunutta ja maaperän oletettiin olevan paksua. Karkearakeisten lajittuneiden

maiden ja kivikkojen kohdalla maaperässä oli kuitenkin 0–1 metrin syvyydellä hiiltä usein ympäröiviä alueita hieman vähemmän. Liski ja Westman (1997a) arvelivat matalamman hiilimäärän johtuvan siitä, että karkearakeisella soralla ja hiekalla kasvava metsä on vähätuottoista. Myös Jobbágy ja Jackson (2000) havaitsivat maailmanlaajuisessa tarkastelussaan, että maaperän hiekkapitoisuuden kasvaessa hiilipitoisuus väheni. Keski-Suomessa ero karkearakeisiin lajittuneisiin maihin ja muihin maalajeihin 0–1 metrin syvyydelle keskimäärin sitoutuneen hiilimäärän välillä oli tosin melko pieni ($7,8 \text{ kg m}^{-2}$ ja $8,0 \text{ kg m}^{-2}$). Paksun maaperän vuoksi karkearakeisten lajittuneiden maalajien alueilla maaperän kokonaishiilivarasto oli kuitenkin keskimääräistä suurempi ($10,1 \text{ kg m}^{-2}$). Kivikoiden merkitys oli puolestaan maakuntatasolla vähäinen, sillä Keski-Suomessa niitä on vain 0,3 % metsätalousmaihin kuuluvien kivennäismaiden pinta-alasta. Kivikoita on erityisesti maakunnan pohjoisosassa (GTK 2010, Luke 2015a).

Tämän tutkielman tuloksissa suurin maaperän hiilipitoisuus oli savimailla ja muilla hienorakeisten lajittuneiden maalajien alueilla ($11,0 \text{ kg m}^{-2}$ ja $10,6 \text{ kg m}^{-2}$). Niillä hiilimäärä oli keskimääräistä suurempi myös 0–1 metrin syvyydellä. Savipitoisessa maaperässä hiilipitoisuuden onkin todettu olevan samaa tasoa tai jopa suurempi kuin muissa kivennäismaissa (Jobbágy ja Jackson 2000, Callesen ym. 2003). Huonosti vettä läpäisevät savimaat ja muut hienorakeiset lajittuneet maalajit pidättävät vettä maaperässä, ja niissä on hidas hiilen vaihtuvuus. Savikot ovatkin usein soistuneet erilaisiksi korviksi (Saari 1999). Ravinteikkailla savikoilla on kasvanut Keski-Suomen monimuotoisinta lehtokasvillisuutta, mutta tällaiset savimaat on pääasiassa otettu maanviljelyskäyttöön (Saari 1999). Keski-Suomessa savikoita onkin vain 0,4 % kivennäismaiden metsäpinta-alasta (GTK 2010, Luke 2015a). Näin ollen savimaiden rooli metsämaaperän hiilivarastona on maakuntatasolla pieni, vaikka niihin olikin varastoitunut keskimääräistä enemmän hiiltä. Myös liejuisia hienorakeisia maalajeja on hyvin vähän Keski-Suomessa (GTK 2010).

Jobbágy ja Jackson (2000) arvioivat, että boreaalisten kivennäismaan metsien maaperässä 0–3 metrin syvyydellä olevasta hiilestä neljäsosa on yli metrin

syvyydessä. Tämän tutkielman tulosten perusteella kuitenkin vain kaksi prosenttia kivenäismaiden metsien maaperässä olevasta hiilestä oli yli metrin syvyydessä Keski-Suomessa. Liskin ja Westmanin (1997a) laskelman mukaan koko Suomessa vastaava osuus oli 3–4 %. Tässä tutkielmassa käytetty Liskin ja Westmanin (1995) arvio lajittuneiden maiden syvien kerrosten keskimääräisestä hiilimäärästä ($2,25 \text{ kg m}^{-2}$) perustui suppeaan otokseen kahdeksalta mittauspaijalta Keski-Suomen länsipuolella. Lisäksi maaperän paksuus vaihtelee paljon ja kertyvän hiilen määrä voi vaihdella erilaisten lajittuneiden maalajien välillä, joten kyseinen hiilimäärä on hyvin karkea yleistys. Karkearakeisten lajittuneiden maalajien rajaukset Geologian tutkimuskeskuksen maaperäaineistossa kattoivat vähintään noin metrin paksuiset maastosta kohoavat muodostumat ja laajahkot ranta-kerrostumat (Hyvönen ym. 2007). Toisaalta maaperän paksuus on tutkimusalueen harjuissa ja reunamuodostumissa tyypillisesti noin 10–30 metriä ja paksuimmillaan noin 50 metriä (GTK 2015b). Kun yksi syvän maaperän hiiliarvo yleistettiin kaikille lajittuneiden maaperien alueille, hiilimäärä tuli todennäköisesti aliarvioituksi harjujen keskiosissa ja yliarvioituksi harjujen reuna-alueilla. Syvään maaperään varastoituneen hiilen määrää tulisi tutkia lisää.

MVMI-aineiston ja Geologian tutkimuskeskuksen maaperäaineiston aluejaot soihin ja kivennäismaihin eivät olleet täysin yhteneviä. Lajittuneiden maalajien alueiden rajaukset olivat melko suuripiirteisiä, sillä käytetyn maaperäaineiston mittakaava oli 1:200 000. MVMI-aineisto puolestaan oli yksityiskohtaista ($16 \text{ m} \times 16 \text{ m}$). Erot aineistojen tarkkuudessa saattavat aiheuttaa esimerkiksi harjujen ja muiden lajittuneiden maalajien alueiden reunoilla virhettä hiilimäärien arvioihin. Niillä alueilla, joilla maaperää koskevat tiedot olivat ristiriitaisia, hiilen määrä on voinut tulla paikoin yli- tai aliarvioituksi. Epävarmuutta hiilen määrän arvioon aiheutti se, että kivennäismaa saatettiin käsitellä suona tai suo kivennäismaana. Hiilen määrä on tällöin voitu joillain alueilla hieman aliarvioida, jos tieto maaperän lajittuneisuudesta puuttui sen takia, että GTK:n maaperäaineistossa alue oli merkitty muuksi kuin kivennäismaaksi. Maaperäaineiston ja MVMI-aineiston

eroilla on merkitystä hiilen määrän arvioon lähinnä paikallisella tasolla; seudullisella ja maakunnallisella tasolla merkitys lienee hyvin vähäinen.

5.5.6 Biomassaan varastoituneen hiilen määrän arvion luotettavuus

Kun hiilen määräksi oletettiin 50 % puuston biomassasta, saatiin yleispiirteinen kuva biomassaan varastoituneen hiilen määrän alueellisesta jakautumisesta Keski-Suomessa. Arviota on mahdollista tarkentaa, jos huomioidaan hiilipitoisuuden vaihtelu eri puulajien ja puun osien välillä. Jos tarkempia hiilipitoisuustietoja ei ole saatavilla, laskennassa voitaisiin käyttää esimerkiksi YK:n ilmastopöytäkirjan mukaisia kasvihuonekaasuinventaarioita varten annettuja pitoisuuksia havu- ja lehtipuille (ks. Aalde ym. 2006). Puuston lisäksi biomassan laskennassa voitaisiin huomioida muu kasvillisuus. Tässä tutkielmassa arvioitiin yksinkertaisuuden vuoksi pelkästään puustoon varastoituneen hiilen määrä, sillä valmiita biomassatietoja oli saatavilla vain puustolle. Pohjakasvillisuuteen varastoituneen hiilen huomioiminen korottaisi siis hieman arviota biomassan hiilivarastojen koosta. Suurin osa biomassan hiilestä on kuitenkin puustossa (Liski ym. 2006), joten maakunnan mittakaavassa arvio puiden hiilimäärän alueellisesta jakautumisesta antanee jo hyvän kuvan biomassan hiilivarastoista.

Lahopuuhun sitoutunutta hiiltä ei huomioitu Keski-Suomen metsiin varastoituneen hiilen määrän arvoinnissa. Vanhojen, luonnontilaisten metsien hiilivarastosta merkittävä osa voi olla lahopuussa. Siitonen (2001) arvioi, että kuusi- ja mäntyvaltaisissa vanhoissa metsissä, jotka eivät ole metsätaloustaloudessa, lahopuuta on noin 20–40 % elävän ja kuolleen puuston kokonaismäärästä. Lahopuun määrä on kuitenkin vähentynyt 90–98 % (Siitonen 2001). Metsien bioenergiakäytön lisääminen voi edelleen vähentää kuolleiden runkopuiden määrää jopa 40 % Etelä-Suomen talousmetsissä (Forsius ym. 2016).

VMI11-tulosten mukaan Keski-Suomessa metsämaalla oli keskimäärin $3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ lahopuuta ja $135 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ elävää puustoa (Luke 2019a), joten lahopuun osuus elävän ja kuolleen puuston kokonaismäärästä oli 2,3 %. Jos oletetaan, että kivennäismaiden

puuston biomassasta lahoppuuta olisi sama osuus ja että lahoppuussa olisi hiiltä 50 %, lahoppuun huomioimiseksi elävän puuston hiilimäärään tulisi lisätä metsämailla keskimäärin $0,1 \text{ kg m}^{-2}$. Todellisuudessa lahoppuun hiilimäärä Keski-Suomessa voi olla tätä arviota pienempi, sillä biomassan laskennassa oli mukana sellaisia puun osia, joita puuston tilavuudessa ei ollut huomioitu (Luke 2015b). Hiilimäärän arvioinnissa tulisi myös ottaa huomioon, että lahoamisen eteneminen vaikuttaa kuolleen puun hiilipitoisuuteen (Russell ym. 2015). Koska lahoppuun määrä on Keski-Suomessa alhainen, sen huomioimatta jättäminen ei vaikuta kovin paljon hiilen kokonaismäärään. Lahoppuun huomioiminen lisäisi sellaisten vanhojen metsien merkitystä hiilivarastoina, joilla on runsaasti kuollutta puuta. Lahoppuun maatumisen kautta maaperään päätyvän hiilen määrää on mahdollista arvioida Yasso07- ja Yasso15-ohjelmilla (Tuomi ym. 2011, Repo ym. 2017).

5.5.7 Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin tulosten luotettavuus

Liski ja Westman (1997a) muodostivat hiilivarastojen alueellista jakautumista kuvaavan kartan interpoloimalla valtakunnan metsien inventoinnin maastokohteille arvioidut hiilimäärät koko Suomen laajuudelle. Tässä tutkielmassa käytettiin sen sijaan monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin yksityiskohtaisia kasvupaikkatyyppiennusteita, jotka olivat saatavilla kattavasti koko tutkimusalueelle. MVMI-aineiston luotettavuutta on kuitenkin syytä tarkastella erikseen.

MVMI-aineiston ennustevirhe on kuva-alkion tasolla melko korkea (Mäkisara ym. 2016), joten myös hiilimäärän arviot ovat melko epäluotettavia yksittäisissä 256 neliömetrin kokoisissa kuva-alkioissa. Tällä tasolla ennustettu puuston tilavuus ja biomassat saattavat poiketa todellisesta tilavuudesta ja biomassasta kohtuullisen paljon (Luke 2015b). Biomassan arvioimiseen liittyvien ennustevirheiden lisäksi hiilen määrän arvion luotettavuuteen vaikuttavat mahdolliset luokitteluvirheet MVMI-aineistossa. Kun ennustettuja luokkia verrataan valtakunnan metsien inventoinnin maastoluokitukseen, MVMI-tulosten kuva-alkio on luokiteltu oikeaan

maaluokkaan 92 %:n, kasvupaikan päätyyppiin 84 %:n ja tarkempaan kasvupaikkatyyppiin 50 %:n todennäköisyydellä (Luke 2015b). Maastossa tehdyssä kasvupaikkaluokituksessa inventoijien tekemät virheet ovat tosin myös suhteellisen yleisiä luokittelun haastavuuden vuoksi. MVMI-karttateemojen luokista suurin virheen mahdollisuus on kitumaiden ja korpien luokituksessa. MVMI-aineistossa korviksi luokitelluista metsistä vain 20 % on maasto-inventointien mukaan korpia, ja maastoinventoinneissa korviksi luokitelluista alueista 45 % on luokiteltu korviksi myös MVMI-aineistossa (Luke 2015b). Varsinkin korpien virheellinen luokittelu kivennäismaan metsäksi tai päinvastainen luokitteluvirhe voi vaikuttaa melko paljon hiilen määrän arvioon, jos virheellisesti luokiteltu pinta-ala on suuri. Lisäksi hiilen määrän arvioon saattoivat vaikuttaa mahdolliset virheet kivennäismaiden ravinteisuuden mukaan tehdyssä luokittelussa kasvupaikkatyyppeihin. Ennustevirheen suuruus kuva-alkiossa voi myös kasvaa yhdistettäessä MVMI-tulosten karttateemoja. Vaikka hiilen määrän arvio ei todennäköisesti ole kovin luotettava kuva-alkion tasolla, luotettavuus on huomattavasti parempi tarkasteltaessa hiilimääriä kunta- tai maakuntatasolla (ks. Luke 2015b, Mäkisara ym. 2016).

MVMI-aineisto sisälsi alueita, joissa kuvatulkinna ei ole ollut pilven tai sen varjon peittämällä alueella mahdollista. Näillä alueilla luokat on jouduttu ennustamaan ympäröivien alueiden perusteella (Tomppo ym. 2014). Tässä tutkielmassa muodostetuissa ekosysteemipalvelukartoissa huomattiinkin muutamia ympäristöstään erottuvia laikkuja, joissa arvojen vaihtelu lähekkäisten kuva-alkioiden välillä oli poikkeuksellisen vähäistä tai useiden hehtaarien laajuisilla alueilla kuva-alkioilla saattoi jopa olla lähes sama arvo. Tällaisilla alueilla hiilen ja puuston määrän arviot ovat luultavasti epäluotettavia. Laikut olivat pienikokoisia, joten ne eivät todennäköisesti heikentäneet juurikaan muodostettujen ekosysteemipalvelukarttojen luotettavuutta maakuntatason tarkasteluissa.

Laajojen alueiden hiilivarastojen kokoa arvioitaessa biomassan avulla on hyvä kiinnittää huomiota biomassan laskentatapaan, sillä suppeiden aineistojen

perusteella tehtyjen laskentakaavojen yleistäminen laajalle alueelle voi aiheuttaa tulokseen virhettä (Somogyi ym. 2007). Mäkisaran ym. (2016) mukaan MVMI-aineiston biomassat puiden runko-osille laskettiin runkotilavuuksien perusteella käyttäen Repolan ym. (2007) tiheysmalleja, ja muiden puunosien biomassan laskennassa käytettiin Repolan (2008, 2009) laskentamalleja. Kyseiset mallit muodostettiin suhteellisen laajojen mutta subjektiivisesti valittujen otosten pohjalta. Juurten ja koivun lehtien biomassakaavat perustuivat tosin melko puutteelliseen aineistoon, ja myös soilla kasvavien puiden edustavuus aineistossa oli hyvin puutteellinen. Kyseisissä monimuuttujaisissa malleissa oli kuitenkin huomioitu useita biomassaan vaikuttavia tekijöitä, ja yleisesti ottaen laskentamallien arvioitiin soveltuvan metsien biomassan arviointiin suuressa osassa Suomea (Repola ym. 2007, Repola 2008, 2009).

5.5.8 Ekosysteemipalvelukarttojen hyödyntäminen

Hiilen ja puuston määrää kuvaavien karttojen avulla metsätalousmaiden kivennäismaa-alueilta voidaan löytää alueita, joilla puuston tilavuus on suuri, vaikka alue ei kuulu merkittävimpiin hiilivarastoihin. Samoin voidaan löytää alueita, jotka ovat hiilivarastoina arvokkaita, vaikka puuston tilavuus ei ole huomattavan korkea. Tällaista tietoa voidaan hyödyntää hiilivarastojen turvaamisen ja metsätalouden alueellisessa suunnittelussa.

Hiilimäärältään ja puuston tilavuudeltaan korkeimpien arvojen alueita voidaan verrata toisiinsa tarkastelemalla molemmista ekosysteemipalvelukartoista sitä kymmentä prosenttia metsätalousmaiden kivennäismaa-alueiden pinta-alasta, jossa arvot ovat suurimpia. Sekä puuston tilavuuden että hiilen määrän ylimpään kymmenykseen kuuluvia alueita oli Keski-Suomessa noin 1100 km². Näistä alueista noin 800 km² oli päällekkäisiä (taulukko 13), eli molempien ekosysteemipalveluiden kannalta merkittävimmät alueet olivat suurelta osin samoja alueita. Tällainen yhtenevyys oli odotuksenmukaista, sillä tässä tutkielmassa hiilen määrän arvioinnissa käytetyt MVMI-tulosten biomassat on alun perin laskettu samoista

puuston tilavuuksista, joihin hiilen määriä nyt vertailtiin. Muillakin laskentatavoilla hiilivarastot kuitenkin jakautuisivat todennäköisesti melko samankaltaisesti kuin puuston tilavuus, sillä merkittävä osa hiilestä varastoituu puuston biomassaan.

Taulukko 13. Keski-Suomen metsien kivennäismaa-alueilla olevien hiilivarastojen ja puuston alueellisen jakautumisen vertailu kvantiilien avulla. Rasterimuotoisten ekosysteemipalvelukarttojen kuva-alkioiden arvot asetettiin suuruusjärjestykseen, ja jakauma jaettiin kymmeneen, pinta-alaltaan mahdollisimman samankokoiseen osaan (1100–1200 km²). Taulukossa esitetään molemmista jakaumista kolme ylintä kymmenystä (persenttiilit 90–100, 80–90 ja 70–80) ja muut alueet (0–70). Kuva-alkion koko oli 16 m × 16 m.

Jakauman osa	Puuston tilavuus (m ³ ha ⁻¹)	Pinta-ala (km ²) jakauman osissa ja osuus kokonaispinta-alasta			
		90–100 (17,3–33,2 kg C m ⁻²)	80–90 (15,8–17,3 kg C m ⁻²)	70–80 (14,8–15,8 kg C m ⁻²)	0–70 (0–14,8 kg C m ⁻²)
90–100	240–640	783,3 (6,5 %)	324,5 (2,7 %)	15,6 (0,1 %)	19,9 (0,2 %)
80–90	204–240	244,1 (2,0 %)	391,2 (3,3 %)	417,5 (3,5 %)	126,7 (1,1 %)
70–80	179–204	67,9 (0,6 %)	192,4 (1,6 %)	343,1 (2,9 %)	588,8 (4,9 %)
0–70	0–179	49,2 (0,4 %)	308,8 (2,6 %)	434,1 (3,6 %)	7727,5 (64,2 %)

Hiilen ja puuston määrän alueellista jakautumista tarkasteltaessa on syytä kiinnittää huomiota myös mittakaavaan. Ekosysteemipalvelukarttojen suurimpaan kymmenykseen kuuluvissa alueissa oli mukana sellaisia hajanaisesti sijoittuneita yksittäisiä kuva-alkioita, joissa oli ympäröiviä alueita suurempi arvo puuston tilavuudelle tai hiilen määrälle. Koska kuva-alkion koko oli pieni ja kuva-alkion tasolla virhettä saattoi kohtalaisen paljon, alueellisessa suunnittelussa on parempi

tarkastella ja vertailla puuston ja hiilen määriä kuva-alkiotasoa yleispiirteisemmässä mittakaavassa.

Tietyn hiilimäärän turvaamiseen tarvitaan korkean hiilimäärän alueilla pienempi pinta-ala kuin matalan hiilimäärän alueilla. Näin ollen hiilivarastojen turvaaminen voi olla kustannustehokkainta alueilla, joilla hiilen määrä pinta-alayksikköä kohti on suurinta. Toisaalta samat alueet ovat usein myös metsätalouden kannalta tärkeitä. Suurin hakkuupaine kohdistuu lähitulevaisuudessa todennäköisesti alueille, joilla puuston tilavuus on paikallisesti korkea ja joilla metsätalouskäyttöä ei ole rajoitettu luonnonsuojelun tai muun syyn vuoksi. Metsän kasvu ja saavutettava puuston tilavuus riippuvat metsän tuottavuudesta, ja maakunnan karuilla seuduilla hakkuupaineet kohdistuvat oletettavasti matalamman tilavuuden metsiin kuin tuottavilla seuduilla.

Ekosysteemipalvelukartoista voidaan etsiä suurten hiilivarastojen alueita, joihin ei välttämättä kohdistu hakkuupaineita lähitulevaisuudessa. Tällaisia alueita saattaa löytyä niiden alueiden joukosta, joilla maaperässä on enemmän hiiltä kuin puuston biomassassa. Myös rajoitetun metsätalouskäytön alueet ja suojelualueet voivat olla hyviä hiilivarastoja. Suurin tilavuus puustolla on uudistusikäisissä metsissä (Luke 2019a), mutta hiilimäärä voi olla suuri myös nuoremmissa metsissä ja sellaisissa vanhemmissa metsissä, joissa puuston tilavuus on tavallista uudistusikäistä metsää matalampi.

Osa suuren runkotilavuuden alueista on jo suojeltu. Esimerkiksi Isojärven kansallispuisto sijaitsee alueella, jolla puuston tilavuus oli suuri (liite 7: kuva 4). Suojeltujen metsäisten alueiden ympäristössä voidaan turvata muitakin alueen runsaspuustoisia metsiä, ja samalla voidaan hiilivarastojen turvaamisen ohella tukea ekologisten verkostojen säilymistä. Metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta voisi olla hyödyllistä turvata hiilivarastoja erityisesti luontoarvojen keskittymäalueilla. Maakuntarajan läheisyydessä saattaa olla myös merkittäviä hiilivarastoja, joiden säilyttämisessä voidaan tehdä yhteistyötä

ympäröivien maakuntien kanssa, jos halutaan samalla esimerkiksi turvata ekologisia yhteyksiä. Hiilivarastojen turvaamiseen on hyödyllistä kiinnittää huomiota myös merkittävimpien hiilivarastoalueiden ulkopuolella. Muun muassa Konneveden vesistön pohjoispuoli on maaperän hiilivarastona keskitasoa, mutta alhaisen runkotilavuuden vuoksi lähitulevaisuudessa luultavasti puun-tuotannollisesti vähäarvoista aluetta. Tällaisilla alueilla saattaa olla vähemmän ristiriitaisia maankäyttöpaineita, ja siksi maaperän hiilivarastojen säilyttämiseen voi olla hyvät edellytykset.

Monien ekosysteemipalveluiden hyöty havaitaan paikallisella tasolla tuotanto-paikalla tai sen lähetyvillä. Tästä poiketen hiilivarastojen hyöty ilmaston säätelyssä havaitaan maailmanlaajuisella tasolla eikä tuotantopaikka vaikuta hyödyn suuruuteen (Balmford ym. 2008). Hiilivarastojen turvaamiseen valittavien alueiden sijainnilla ei ole samalla tavalla merkitystä ihmisten kannalta kuin paikallisella tasolla vaikuttavien ekosysteemipalveluiden, kuten virkistysalueiden, sijainnilla (ks. Chan ym. 2006, Cimon-Morin ym. 2013). Kompromissit esimerkiksi puun-tuotannollisten tavoitteiden kanssa voivat kuitenkin olla tarpeen. Metsätaloustaloudessa olevilla alueilla hiilivarastoja voidaan turvata valitsemalla hiilivarastojen säilymistä tukevia tai hiilivarastoihin vähiten vaikuttavia metsän-käsittelymenetelmiä. Yhdistämällä erilaisia metsien hoitotapoja voidaan lisäksi edistää sekä metsistä saatavia taloudellisia tuottoja että hiilen sidontaan liittyviä ekosysteemipalveluita (Triviño ym. 2015). Huolellisen suunnittelun avulla ja korvaamalla yksittäisille maanomistajille aiheutuvia kustannuksia hiilivarastoja voi olla mahdollista kasvattaa siten, että kokonaisuudessaan taloudelliset kustannukset jäävät kohtuullisen alhaisiksi (ks. Pukkala 2011, Triviño ym. 2015).

Ekosysteemipalvelukarttoja tulkittaessa tulee ottaa huomioon, että kartat hiilen ja puuston määrien alueellisesta jakautumisesta kuvaavat pääosin tilannetta, joka vallitsi vuonna 2013. Tämän jälkeen metsät ovat jatkaneet kasvuaan ja osa metsistä on harvennettu tai hakattu. Vaikka karttojen yksityiskohtiin on tullut tätä kautta muutoksia ja merkittävinkin hiilivarastoina toimivia metsiä on saatettu hakata,

tarkasteltaessa kokonaisuutta maakuntatasolla ja maakunnan suurehkoilla osa-alueilla saadaan kuitenkin varsin todenmukainen kuva hiilivarastojen ja puuston määrän suhteellisesta jakautumisesta Keski-Suomessa.

Sekä Keski-Suomessa että koko Suomessa (esim. Liski ym. 2006) kivennäismaan maaperän hiilivarasto on selvästi suurempi kuin puuston. Puuston biomassan on kuitenkin huomattu olevan maaperää tehokkaampi hiilinielu (Liski ym. 2006, Akujärvi ym. 2016). Hiilivarastojen koon lisäksi on oleellista selvittää metsien kykyä toimia hiilinieluna. Tässä tutkielmassa ei selvitetty ilmakehän, biomassan ja maaperän välillä siirtyviä hiilimääriä eikä puuston ja maaperän kykyä toimia hiilinieluna. Tuloksia tulkittaessa on myös tärkeää ottaa huomioon, että hiilen määrän arvio ei sisällä soiden hiilivarastoja.

5.6 Luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden muut kartoitusmahdollisuudet

5.6.1 Arvokkaiden alueiden verkostojen kartoittaminen

Keski-Suomessa olisi tarpeen kartoittaa luonnonsuojelullisesti tärkeitä alueita ydinestimoinnin lisäksi myös muilla menetelmillä, jotka antaisivat tietoa ekologisista verkostoista ja luontoarvoiltaan tärkeistä alueista tässä tutkielmassa käytettyjen aineistojen kattamien alueiden ulkopuolelta. Ydinestimoinnilla saadaan yleispiirteinen kuva luonnonsuojelun painopistealueista, mutta lisäksi yksityiskohtaisempi tieto luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä ydinalueista ja niiden välisistä yhteyksistä on hyödyllistä maankäytön suunnittelussa. Tärkeitä luontoalueita on kartoitettu muun muassa Uudenmaan, Pirkanmaan, Kanta-Hämeen ja Kainuun maakunnissa (Pirkanmaan liitto 2014, Kuusterä ym. 2015, Kopperoinen ym. 2016, Mustajärvi ym. 2016). Menetelminä on käytetty spatiaaliseen suojelusuunnitteluun kehitettyä Zonation-analyysiä (Moilanen ym. 2005) sekä MSPA-menetelmää (*morphological spatial pattern analysis*) eli spatiaalista rakenneanalyysiä (Soille ja Vogt 2009) sellaisenaan ja yhdistettynä luonnon monimuotoisuuden huomioivaan laadulliseen tarkasteluun.

Luonnonsuojelualueverkoston maakunnallisessa suunnittelussa ja muussa maankäytön suunnittelussa voidaan hyödyntää Zonation-ohjelmistoa (Moilanen ym. 2005). Sen avulla on mahdollista selvittää suurta aineistomäärää hyödyntäen, missä luonnonsuojelualueverkostolle tärkeimmät alueet sijaitsevat esimerkiksi ydinestimoinnilla osoitettujen luonnonsuojelun painopistealueiden sisällä. Zonation-analyysin tulostarkastelussa ydinestimointitulokset voi puolestaan auttaa hahmottaan maakunnallisesti tärkeimpiä alueita. Alueidenkäyttöä suunniteltaessa ydinestimoinnilla osoitettuja arvokkaiden luontoalueiden keskittymiä voitaisiinkin tarkastella yhdessä esimerkiksi SYKEN monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet 2018 (Zonation) -aineiston kanssa. Zonation-menetelmän avulla voidaan myös selvittää, mille alueille voidaan sijoittaa luonnolle haitallista maankäyttöä siten, että mahdollisimman vähän luontoarvoja häviää. Kareksela ym. (2013) arvottivat Keski-Suomen soita tällä tavalla. Tutkimuksen tuloksia hyödynnettiin aikaisemmassa vaihemaakuntakaavassa esitettyjen turvetuotantoon soveltuvien alueiden, luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeiden suoalueiden ja luonnonsuojelun aluevarausten valinnassa (Keski-Suomen liitto 2015). Kuten Kareksela ym. (2013) totesivat, Zonation-priorisointimenetelmän etuna on joustavuus taloudellisten ja ekologisten näkökulmien tasapainottamisessa. Zonation-ohjelmalla tehtävässä alueiden priorisoinnissa on mahdollista huomioida myös ekosysteemipalveluita (Kukkala ja Moilanen 2017).

Yksi mahdollisuus luontoarvojen kannalta tärkeimpien alueiden tunnistamiseen on elinympäristömallinnus esimerkiksi MaxEnt-ohjelmalla (Phillips ym. 2017). Elinympäristömallinnuksella voidaan osoittaa lajin tai tutkittavien luontoarvojen kannalta sopivimmat ja epätodennäköisimmät esiintymisympäristöt. Tällaisen mallinnuksen tuloksia voidaan tarkastella yhdessä ydinestimointitulosten kanssa (Denoël ja Ficetola 2015). Ydinestimointitulokset auttaa keskittymään oleellisiin alueisiin osoittamalla olosuhteiltaan sopivista elinympäristöistä esiintymistiheyden mukaan keskeisimmät alueet. Elinympäristömallinnuksen ja ydinestimoinnin avulla voidaan selvittää, mille alueille uhanalaisilla lajeilla on edellytyksiä levitä

nykyisten esiintymiskeskittymien lähellä. Tarvittaessa tällaisille alueille voidaan kohdentaa suojelu- tai ennallistamistoimia tai niiden olosuhteita voidaan parantaa metsänhoidollisin keinoin. On kuitenkin tärkeää, ettei ydinestimoinnin ja elinympäristömallinnuksen perusteella yritetä optimoida suojeltavaa aluetta liian pieneksi, sillä riittävä pinta-ala populaatioiden pitämiseen elinvoimaisina pitkällä aikavälillä riippuu myös esimerkiksi lajikohtaisista biologisista ominaisuuksista, jotka tulee ottaa huomioon (ks. Denoël ja Ficetola 2015).

Myös ekosysteemipalveluiden kartoittamiseen ja arvottamiseen on olemassa erilaista ohjelmistoa, joita voitaisiin käyttää maankäytön suunnittelun tukena. InVEST-mallinnustyökalulla (Sharp ym. 2018) voidaan kartoittaa ja arvottaa ekosysteemipalveluita vaihtoehtoisilla maankäyttö- ja ilmastoennusteilla. Maakunnan ekologisten verkostojen ja ekosysteemipalveluiden kartoitukseen voisivat soveltua MARXAN (Ball ym. 2009) ja C-Plan (Pressey ym. 2009), jotka ovat spatiaaliseen suojelusuunnitteluun käytettyjä ohjelmistoja. MARXAN-ohjelmalla on esimerkiksi vertailtu ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeimpiä alueita (Chan ym. 2006). Ekosysteemipalveluiden arvioimiseen on käytetty myös TEM-ekosysteemimallia (*Terrestrial Ecosystem Model*, esim. McGuire ym. 2001), TerrSet-mallinnusjärjestelmää (Eastman 2016) ja Suomen ympäristökeskuksessa kehitettyä GreenFrame-menetelmää (Kopperoinen ym. 2014). Uudellamaalla tunnistettiin ekosysteemipalveluiden alueellisia eroja GreenFrame-menetelmällä maakuntakaavoituksen tueksi (Itkonen ym. 2015). Tällaisilla menetelmillä tehtävä suojelun ja muun maankäytön tarpeiden määrällinen arviointi antaa perusteita alueiden käyttöä koskeville päätöksille. Lisäksi monitavoitearvioinnin (*multi-criteria decision analysis*, MCDA) keinoin omina kokonaisuuksinaan voidaan arvioida ekosysteemien ekologisia, kulttuurisia ja taloudellisia arvoja sekä laadullisesti että määrällisesti järjestelmällistä lähestymistapaa käyttäen (TEEB 2010).

Luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden kartoittamista on siis mahdollista tehdä lukemattomilla eri menetelmillä, ja sopivan menetelmän valinta voi olla haastavaa.

Räsänen (2014) osoitti, että eri menetelmillä muodostetut luontoarvokartat voivat poiketa suuresti toisistaan ja että luontoarvokartat ovat erilaisia kuin ekosysteemipalvelukartat. Luontoarvojen kartoituksessa on siksi hyvä olla varovainen, ja tehtyjen valintojen tulee olla perusteltuja. On suositeltavaa verrata eri tapoja painottaa luontoarvoja ja erilaisia kartoitusmenetelmiä. Ekosysteemipalveluiden kartoittaminen on tärkeää, sillä niiden kannalta merkittävimmät alueet poikkeavat luontoarvoiltaan tärkeistä alueista.

5.6.2 Spatiaalisen ryhmittelyn menetelmät

Tässä tutkielmassa käytettiin ydinestimointia arvokkaiden luontokohteiden ja lajihavaintojen keskittymien osoittamiseen, mutta keskittymiä olisi hyvä vertailun vuoksi kartoittaa myös toisenlaisella menetelmällä. Paikkatietoaineistossa olevien spatiaalisten klusterien eli ryhmittymien etsimiseen käytettävillä tilastollisilla menetelmillä verrataan yksittäisiä sijaintipisteitä niiden läheisyydessä oleviin paikallisiin pisteisiin tai kaikkiin tutkimusalueen pisteisiin (Bartolino ym. 2011). Jälkimmäistä koko alueeseen vertaavaa lähestymistapaa käytetään usein luonnon-suojelutarkoitukseen tehtävässä monimuotoisuuskeskusten kartoituksessa (esim. Myers ym. 2000). Paikallisen tason menetelmät ovat puolestaan yleensä tehokkaita suurikokoisten tutkimusalueiden sekä sijainniltaan vaihtelevien ilmiöiden ja liikkuvien eläinten keskittymäkartoituksissa (Nelson ja Boots 2008). Eniten käytettyjä ovat Getisin ja Ordin G_i^* :n (Getis ja Ord 1992) ja Moranin I_i :n (Moran 1948, 1950) paikalliset testit, jotka mittaavat spatiaalista autokorrelaatiota naapuripisteiden ominaisuusarvojen välillä ja osoittavat tilastollisesti merkitsevät ryhmittymät tutkittavalla alueella (Getis ja Ord 1992, Ord ja Getis 1995, Nelson ja Boots 2008). Getis–Ord G_i^* -testillä on tunnistettu esimerkiksi lajistolle tärkeitä keskusalueita (Crain ja Tremblay 2014) ja muinaisjäännösten keskittymiä (Pirkanmaan liitto 2016), ja Moranin I -testiä on käytetty apuna muun muassa ekosysteemipalveluiden keskittymien kartoittamisessa (Raudsepp-Hearne ym. 2010). Sekä spatiaalisen autokorrelaation testit että ydinestimointi ovat yleisesti

käytettyjä menetelmiä keskittymien tunnistamiseen sekä tieteellisissä tutkimuksissa että käytännön sovelluksissa (Murray ja Grubestic 2013).

Ydineestimointi, Getisin ja Ordinan G_i^* ja Moranin I_i sopivat keskittymien osoittamiseen, kun aineisto on laajalta alueelta, tietoa esille tulevista keskittymistä ei ole saatavilla etukäteen ja kun aineistosta on käytettävissä määrällistä ominaisuustietoa, kuten pinta-ala, lämpötila, sademäärä tai korkeus. Ydineestimoinnissa jonkin tällaisen ominaisuuden huomioiminen on mahdollista mutta ei välttämätöntä, kun taas spatiaalisen autokorrelaation testeissä tarvitaan aina määrällistä ominaisuustietoa (Nelson ja Boots 2008). Esimerkiksi Getisin ja Ordinan G_i^* -testissä ominaisuustietoina on käytetty aluekohtaista lajirunsautta (Crain ja Tremblay 2014) ja ruutukohtaista kohdemäärää (Pirkanmaan liitto 2016).

Getisin ja Ordinan G_i^* :n ja Moranin I_i :n paikallisten testien etu keskittymien kartoituksessa on kyky tunnistaa samankaltaisten tai keskiarvosta poikkeavien arvojen ryhmittymiä (Anselin 1995, Nelson ja Boots 2008). Haasteena on paikallisen naapuruston valinta, jossa on mukana subjektiivisuudesta johtuvaa satunnaisuutta (Nelson ja Boots 2008, Bartolino ym. 2011). Naapuruston valinnan vaikutus keskittymien kokoon ja sijaintiin on yleisesti ottaen kuitenkin pienempi Getisin ja Ordinan G_i^* :n ja Moranin I_i :n paikallisissa testeissä kuin ydineestimoinnissa (Nelson ja Boots 2008). Mahdollisella koko tutkimusalueen laajuudella autokorrelaatiolla on toisaalta merkittävä vaikutus paikallisissa tilastollisissa menetelmissä, kuten Getisin ja Ordinan G_i^* ja Moranin I_i , ja tällöin paikallisia ryhmittymiä koskeva tulos voi olla harhaanjohtava (Anselin 1995). Spatiaalisen autokorrelaation testien avulla voidaan valita sopiva kynnysarvo keskittymän määrittämiseksi tai arvioida, kuuluuko aineiston yksittäinen sijaintipiste keskittymään. Ydineestimointi puolestaan sopii yleisten suuntausten osoittamiseen, aineiston havainnollistamiseen ja sellaisten alueiden tunnistamiseen, joilla tutkittavaa ilmiötä esiintyy runsaasti. Paikalliset spatiaalisen autokorrelaation testit toimivat yleisesti ottaen paremmin normaalisti jakautuneille aineistoille (Nelson ja Boots 2008), kun taas ydineestimointi sopii hyvin myös muilla tavoin jakautuneille aineistoille.

Spatiaalisen ryhmittelyn menetelmiä on myös monia muita. Jos aineistossa olevien ryhmittymien sijainneista ei ole ennakkoon tietoa, ryhmittymiä voidaan etsiä testeillä, jotka tunnistavat niitä geometrysten tarkasteluikkunoiden avulla (Besag ja Newell 1991, Costa ja Assunção 2005, Grubestic ym. 2014). Tällaisia menetelmiä ovat esimerkiksi Kulldorffin testi (Kulldorff 1997), Besagin ja Newellin testi (Besag ja Newell 1991), Fotheringhamin ja Zhanin (1996) menetelmä ja Openshaw'n ym. (1987, 1988) GAM-menetelmä (*Geographical Analysis Machine*). Paikkatietoaineistosta on mahdollista etsiä keskittymiä myös tiheysperusteisilla ryhmittelyanalyysin menetelmillä. Tällöin ryhmittymät määritetään tiheinä alueina, joita erottavat harvat alueet (Han ym. 2012). Ryhmittymät voivat muodostua joko naapuruston kohdetiheyden mukaan (Han ym. 2012) tai havaintopisteiden perusteella lasketun tiheysestimaatin huippukohtien eli tiheyden paikallisten maksimiarvojen ympärille (Silverman 1986, Han ym. 2012). Moniin muihin ryhmittelymenetelmiin verrattuna tiheysperustaisten lähestymistapojen etuina ovat satunnaisten muotoisten ryhmittymien tunnistaminen ja poikkeavien arvojen vääristävän vaikutuksen hyvä sietokyky (Han ym. 2012).

Jos spatiaalisen ryhmittelyn menetelmiä halutaan verrata ydinestimointiin ja soveltaa luonnonsuojelun painopistealueiden osoittamiseen maakuntatasolla, menetelmien käyttökelpoisuus kyseiseen tarkoitukseen tulisi arvioida erikseen. Monien ryhmittelymenetelmien hyödyntäminen vaatii menetelmän muokkaamista spatiaaliselle aineistolle sopivaksi (Grubestic ym. 2014). Aineiston havaintopisteitä niiden samankaltaisuuden perusteella ryhmiin jaottelevien analyysien haasteina ovat usein ryhmittymien sopivan määrän valinta, satunnaisesti valitun tarkasteluikkunan muodon vaikutus ja kunkin ryhmittymän merkittävyyden arviointi (Murray ym. 2014). On hyvä huomioda, että myös satunnaisesti jakautuneessa aineistossa voi olla ryhmittymiä. Siksi onkin tärkeää arvioida, onko ryhmittymiä enemmän kuin satunnaisesti jakautuneessa aineistossa olisi (Besag ja Newell 1991, Haining 2003).

5.6.3 Ekosysteemipalveluiden tutkimustarpeet

Tässä tutkielmassa metsien tarjoamaa ilmastonsäätelypalvelua ja puuntuotanto-palvelua tarkasteltiin tiettynä ajankohtana vallinneen tilanteen perusteella. Pelkkä tieto hiilen määrästä tiettynä hetkenä ei kuitenkaan paljasta alueen arvoa hiilinieluna. Nykyinen avohakkuualue on hiilivarastona pieni, mutta alue voi toimia tulevaisuudessa pitkään tehokkaana hiilinieluna. Toisaalta hakkuiden jälkeen kestää kauan ennen kuin hakkuualueelle varastoituu sama hiilimäärä kuin siinä oli ennen hakkuuta. Korkean hiilimäärän alueella metsää saatetaan puolestaan hakata lähitulevaisuudessa, ja puuraaka-aineen hiili vapautuu lyhyt- tai pitkäaikaisen käytön jälkeen yleensä ilmakehään. Metsiin varastoituneen hiilen määrän lisäksi olisikin tärkeää arvioida metsien hiilensidontakykyä, ja myös hakkuusuunnitelmat ja muut maankäyttösuunnitelmat on syytä huomioida ennusteissa hiilinielujen kehittymisestä. Puuston tilavuuksien tarkastelun lisäksi alueiden merkitystä metsätaloudelle voitaisiin puolestaan arvioida metsän tuottoisuuden mukaan. Näin mukaan saataisiin ajallisen vaihtelun näkökulma hiilen ja puuston määrään. Pitkän aikavälin suunnittelun tueksi olisi hyödyllistä arvioida sitä, kuinka metsien kyky toimia hiilinieluna vaihtelee maakunnan sisällä ja kuinka maankäyttö vaikuttaa hiilinieluihin.

Kivennäismailla kasvavien metsien lisäksi soilla kasvavat metsät toimivat hiilivarastoina ja hiilinieluinä, ja erityisesti soiden maaperä on merkittävä hiilivarasto (ks. esim. TEEB 2010). Soiden kasvillisuuteen ja maaperään varastoituneen hiilen määrän alueellista jakautumista olisikin tarpeen arvioida Keski-Suomessa. Arvioissa olisi myös hyvä ottaa huomioon, että ilmaston lämpeneminen voi vaikuttaa nykyisiin hiilivarastoihin ja hiilen sitoutumiseen.

Luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden kannalta tärkeiden alueiden sijoittumista toisiinsa nähden Keski-Suomen metsätalousmaalla olisi hyödyllistä tutkia lisää. Hiilensidontan ja -varastoinnin lisäksi on hyvä huomioida myös muita säätelypalveluita, kuten veden puhdistus ja maaperän tuottavuuden ylläpito. Arvostus metsien virkistys- ja kulttuuripalveluita sekä muita ei-puuntuotannollisia

ekosysteemipalveluita kohtaan on lisääntymässä (MMM 2014), ja siksi metsien erilaisten käyttömuotojen yhteensovittaminen maankäytön suunnittelussa tulee olemaan entistä tärkeämpää. Maakunnalle voitaisiinkin suunnitella viherrakenne, jonka avulla turvataan erilaisia ekosysteemipalveluita ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä suojelualueverkostoja (esim. Kopperoinen ym. 2014). Samalla kun kehitetään luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden huomioimista maakuntakaavoituksessa, on tärkeää tutkia kaavamerkintöjen vaikuttavuutta.

Ekosysteemipalveluiden arvottamisessa ja kartoittamisessa käytettäviä aineistoja ja menetelmiä olisi tarpeen edelleen kehittää ekosysteemipalveluiden kannalta tärkeimpien alueiden tunnistamiseksi. Alueen tärkeyttä arvioitaessa tulee ottaa huomioon ekosysteemipalvelun kysyntä, erot palvelun tuottamis- ja käyttämispaikassa ja -ajankohdassa sekä mahdollisuudet täydentää luonnon monimuotoisuuden suojelua (Cimon-Morin ym. 2013). Monien ekosysteemipalveluiden, kuten kulttuuripalveluiden, suojeluarvo on suurin alueilla, jotka ovat ihmisten läheisyydessä tai helposti saavutettavissa (Hörnsten ja Fredman 2000, Chan ym. 2006, Eigenbrod ym. 2009). Toisaalta tällaisilla alueilla erilaisten ekosysteemipalveluiden turvaamisen yhteensovittaminen voi myös olla haastavampaa kuin eristyneillä alueilla. Ekosysteemipalveluista hyötyvien sidosryhmien osallistuminen arviointiin voi auttaa tärkeimpien ekosysteemipalveluiden tunnistamisessa ja arvottamisessa (Ananda ja Herath 2009, Seppelt ym. 2011).

Ekosysteemien tilaa ja luonnon monimuotoisuutta koskevan tiedon alueellinen kattavuus on usein puutteellista (Scholes ym. 2008, Schmeller 2008). Valtioneuvoston metsäpoliittisessa selonteossa mainittujen strategisten päämäärien saavuttaminen edellyttääkin muun muassa metsiä koskevan paikkatiedon kattavuuden, ajantasaisuuden ja saatavuuden parantamista (MMM 2014). Nämä paikkatietoon liittyvät parannukset voivat edistää ekosysteemipalveluiden ja luontoarvojen huomioimista alueellisessa suunnittelussa. Olemassa olevat ekosysteemien tilaa koskevat tiedot eri alueilta eivät välttämättä ole

vertailukelpoisia, ja tiedot saattavat olla hyvin teknisiä ja soveltumattomassa muodossa päätöksentekijöille (Scholes ym. 2008, Schmeller 2008). Tuotettu ekosysteemipalvelutieto ei saisi olla liian monimutkaista päätöksentekoa ja suunnittelua varten, mutta liikaa yksinkertaistamista tulee varoa, jotta kartoitustuloksista ei tule harhaanjohtavia (Barbier ym. 2008, Seppelt ym. 2011).

5.6.4 Ekosysteemipalveluiden kokonaisarvo ja rahallinen arvottaminen

Ekosysteemipalveluita tutkitaan usein erikseen tai vain muutamia palveluita yhdessä (Naidoo ja Ricketts 2006, Seppelt ym. 2011). Olisikin tarpeen arvioida kattavammin ekosysteemipalveluiden kokonaisarvoa (Naidoo ja Ricketts 2006). Kokonaisarvon määrittämiseksi tarvitaan yhteismitallista asteikkoa erilaisille ekosysteemipalveluille, ja rahallinen arvottaminen soveltuu tähän tarkoitukseen. Jos lasketaan yhteen useiden ekosysteemipalveluiden turvaamisen taloudellisia hyötyjä, ne voivat olla merkittävästi suurempia kuin suojelukustannukset (Balmford ym. 2002, Polasky ym. 2012). Ekosysteemien toimintojen ja palveluiden välisten vuorovaikutusten monimutkaisuuden takia ekosysteemipalveluiden kokonaishyötyjen arvioiminen on kuitenkin haastavaa (ks. esim. TEEB 2010).

Myös luonnon monimuotoisuudelle voidaan laskea rahallinen arvo sen perusteella, kuinka paljon ihmiset ovat valmiita maksamaan kyseisestä palvelusta. Suojelun hyötyjen ja kustannusten alueellista jakautumista tarkastelemalla voidaan saada selville, millä alueilla suojelu on taloudellisesti kannattavaa ja millä alueilla sekä kustannukset että hyödyt ovat korkeita. Tällainen tieto on hyödyllistä päätöksentekijöille ja alueidenkäytön suunnittelijoille (Naidoo ja Ricketts 2006). Ekosysteemipalveluiden rahallisella arvottamisella voidaan perustella suojelua, sillä suojelun taloudelliset edut voivat olla suurempia kuin kustannukset (Balmford ym. 2002, Naidoo ja Adamowicz 2005, Naidoo ja Ricketts 2006, Cimon-Morin ym. 2013). Maakuntakaavoituksen tueksi ekosysteemipalveluita on arvoitettu taloudellisesti esimerkiksi Pirkanmaalla (Pirkanmaan liitto 2015).

Kustannustehokkuuteen pyrittäessä on syytä varmistaa, että ekosysteemipalvelut tulevat huomioiduksi monipuolisesti (Cimon-Morin ym. 2013) ja ettei suosita markkinoilla eniten voittoa tuottavia palveluita ja lajeja luonnon monimuotoisuuden ja kestävyyskustannuksella (Redford ja Adams 2009). Markkina-arvoltaan merkittävimmät ekosysteemipalvelut eivät myöskään ole välttämättä niitä, jotka tuottavat eniten hyvinvointia ihmisille (Redford ja Adams 2009). Ekosysteemipalveluiden epäsuoran käytön ja aineettomien palveluiden rahallisen arvon määrittäminen on haastavaa, joten rahalliset arviot ovat jokseenkin epävarmoja (Heal 2000, Turner ym. 2003, Balmford ym. 2011). Pelkän rahallisen arvottamisen sijaan suositeltavampaa olisi kehittää mallinnusmenetelmiä, joissa huomioidaan yhdessä sekä taloudellisia että ekologisia näkökohtia (Arponen ym. 2010). Suojelusuunnittelussa onkin tarpeen huomioida alueiden suojeluarvojen lisäksi taloudellisia ja yhteiskunnallisia tekijöitä, jotka vaikuttavat suojelun toteuttamiseen (Knight ym. 2006).

5.7 Tulosten hyödyntäminen maakuntakaavoituksessa

5.7.1 Käytettyjen menetelmien soveltuvuus maakuntakaavoitukseen

Arvokkaiden luontokohteiden keskittymien sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintokeskittymien osoittaminen ydinestimoinnilla antaa kokonaisnäkemyksen luonnonsuojelun painopistealueista maakunnassa. Ydinestimointi soveltuukin strategisen tason alueidenkäytön suunnitteluun (Li ym. 2016). Ydinestimoinnilla laadittuja tiheyskarttoja voidaan tarvittaessa täsmentää maakuntakaavoitusta varten laajentamalla aineistojen kattavuutta sekä käyttämällä ekologisesti perusteltuja tasoitusparametreja ja painoarvoja. Luontokohteiden ja lajihavaintojen arvottaminen on kuitenkin haastavaa ja vaatii ekologian asiantuntemusta (Lehtomäki ja Moilanen 2013). Lisäksi tällaisessa arvotuksessa käytettävät painot eivät välttämättä voi ottaa kaikkia näkökantoja samaan aikaan huomioon. Useita näkökulmia huomioitaessa ekologisen kokonaisarvon määrittämiseen voi olla

monta vaihtoehtoista tapaa, ja käytettävä laskentatapa joudutaan valitsemaan melko subjektiivisin perustein (Cadotte ja Tucker 2018).

Ydinestimointi on nopea ja tehokas menetelmä ekologisten verkostojen pääpiirteiden kartoittamiseen siten, että osoitetaan verkoston keskeisiä ydinalueita ja niiden reunavyöhykkeitä (Biondi ym. 2012, Li ym. 2016). Tällaisen tiedon avulla maankäyttöä voidaan suunnitella siten, että edistetään ekologisen verkoston yhtenäisyyttä, kytkeytyneisyyttä ja tärkeimpien alueiden suojelua (Biondi ym. 2012). Ekologiset yhteydet parantavat lajien mahdollisuutta sopeutua muutoksiin ja siirtyä uusille elinalueille. Suojelu voi olla tehokkainta silloin, kun ekologisten yhteyksien säilymistä tuetaan ydinestimoinnin avulla osoitetuilla ydinalueilla ja niiden välisten tihentymien alueilla. On kuitenkin otettava huomioon, että luonnonsuojelun painopistealueita kuvaavia tiheyskarttoja laadittaessa ei huomioitu elinympäristöjen laatua, maaston esteitä eikä muita eliöiden liikkumiseen ja leviämiseen vaikuttavia tekijöitä. Kaikilla keskittymäalueilla ja niiden välisillä tihentymäalueilla ei siis välttämättä ole todellisuudessa ekologisia yhteyksiä tai mahdollisuutta sellaisten luomiseen. Esimerkiksi uhanalaisten ja harvinaisten lajien tienpiennarhavainnot muodostivat tiheyskarttaan (kuva 11, s. 93) paikoitellen yhteyden kaltaisia tihentymiä keskittymien välille, mutta tiealueet voivat lajista riippuen toimia ekologisina käytävinä tai katkaista ekologisia yhteyksiä. Kuntakaavoituksen ja viranomaispäätösten tueksi tarvitaankin lisäksi yksityiskohtaisempaa tietoa lajien tai lajiryhmien ekologisista verkostoista sekä ekologisten yhteyksien turvaamismahdollisuuksista. Varsinaisten rakenteellisten ja toiminnallisten kytkeytyneisyyksien selvittäminen vaatii syvällistä tietoa tutkittavasta alueesta ja sen eliölajeista.

Yleisesti ottaen ekologisten yhteyksien vahvistamiseen parhaat edellytykset ovat todennäköisimmin kuitenkin tiheyskarttojen alueilla, joilla arvokkaiden luontokohteiden kattama pinta-ala on suuri. Myös lajien suojelu on luultavasti tehokkainta sellaisilla alueilla, joilla on tehty runsaasti uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintoja. Keskittymäalueilla etäisyydet hyvien elinympäristöjen tai

lajiesiintymien välillä ovat yleensä pienempiä kuin muualla. Maakunnallisesti merkittävien luontoalueyhteyksien osoittaminen maakuntakaavassa tai vähintään niiden tarkastelu kaavaselvityksissä on tärkeää, jotta olemassa olevat suojelualueet eivät jää alueidenkäytön elinympäristöjä pirstaloivan vaikutuksen takia eristykseen. Ydinestimoinnilla osoitettujen luonnonsuojelun painopistealueiden huomioiminen maakuntakaavassa voi edistää suojelun tehokkuutta, laajojen kokonaisuuksien suojelua ja ekologisten verkostojen säilymistä, jos suojelua ja luonnonhoito-hankkeita keskitetään ekologisten verkostojen avainalueille.

Maakunnan suunnittelussa olisi hyvä varmistaa riittävien hiilivarastojen turvaaminen ja metsien säilyminen hiilinieluna. Kasvihuonekaasupäästöjen vähentämistavoitteen saavuttamisen kannalta ei ole tarpeen turvata juuri tiettyjen metsäalueiden hiilivarastoja, vaan oleellista on kiinnittää huomiota varastoituneen hiilen kokonaismäärään. Hiilivarastojen koossa on kuitenkin eroja metsäalueiden välillä. Hiilen määrän alueellista jakautumista kuvaavien karttojen avulla maakunnan alueidenkäyttöä voidaan pyrkiä suunnittelemaan siten, että metsistä ei tulisi maankäytön takia hiilidioksidin lähteitä. Tässä tutkielmassa käytetty menetelmä on suhteellisen yksinkertainen menetelmä hiilen määrän alueellinen jakautumisen arvioimiseksi, ja arviointi voidaan tehdä kustannustehokkaasti käyttäen vapaasti saatavilla olevia aineistoja.

Laadituista hiilikartoista voi olla haastavaa arvioida visuaalisesti maakunnan eri osa-alueiden merkitystä hiilivarastoina. Paikkatieto-ohjelmistolla rasteri-muotoisesta hiilikartasta voidaan helposti laskea kiinnostuksen kohteena oleville alueille varastoituneen hiilen määrät, mikä mahdollistaa näiden alueiden vertailun toisiinsa ja metsien keskimääräiseen hiilimäärään koko maakunnan alueella. Kun alueiden merkitys hiilivarastona tunnetaan, alueidenkäyttöä voidaan suunnitella hiilivarastot huomioiden. Maakunnasta voidaan tunnistaa alueita, joilla on hiilivarastojen turvaamisen kanssa ristiriitaisia maankäyttöpaineita sekä alueita, joilla hiilivarastojen säilyttäminen on mahdollista asettaa etusijalle. Näin hiilikarttoja voidaan hyödyntää suunniteltaessa alueidenkäyttöratkaisuja

maakunnan mittakaavassa. Sekä ydinestimointi että metsien hiilivarastojen kartoittamiseen käytetty menetelmä tuottavat maakuntakaavoituksen tueksi sopivaa yleispiirteistä tietoa. Menetelmien etuna on toistettavuus, sillä aineistojen päivittyessä kartat voidaan laatia suhteellisen helposti ja nopeasti uudelleen.

5.7.2 Kynnysarvon valinta merkittävien alueiden rajaamiseksi

Maakuntakaavoitusta varten ydinestimointituloksista voidaan rajata luonnonsuojelun painopistealueita. Tiheyden jakautumista tarkasteltaessa nousee kysymykseksi se, milloin tiheys on niin suuri, että keskittymää voidaan pitää huomioonotettavana painopistealueena (Brown ja Raymond 2014). Kynnysarvo voi perustua ekologiseen tietoon lajistosta, biofysikaaliseen tietoon ekosysteemi-palveluista, yhteiskunnan tarpeisiin tai poliittisiin päämääriin (Egoh ym. 2011). Sopiva kynnysarvo riippuu myös tarkastelumittakaavasta. Usein keskittymän ja muun alueen raja valitaan sattumanvaraisesti, ja haasteena keskittymätarkasteluissa onkin määritellä kynnysarvo objektiivisesti (Nelson ja Roots 2008). Sopivan kynnysarvon objektiiviseen valitsemiseen onkin tarpeen kehittää menetelmiä (Alessa ym. 2008). Yksi mahdollisuus merkittävien keskittymien osoittamiseen ydinestimoinnilla laaditusta tiheyskartasta on Getis-Ord G_i^* -menetelmä, jolla voidaan tunnistaa tilastollisesti merkitseviä havaintopisteiden ryhmittymiä. Merkittäviksi saattaa tosin osoittautua myös alueita, joilla tiheys on vain keskitasoa (Zhu ym. 2010). Tässä tutkielmassa kynnysarvoa ei määritelty, mutta seuraavaksi esitetään joitain mahdollisuuksia merkittävien luontoarvo-keskittymien ja hiilivarastoalueiden rajaamiseen maakuntakaavoitusta varten.

Ydinestimointituloksessa merkittävänä keskittymänä on pidetty joissain tutkimuksissa tiheysjakauman korkeinta kolmannesta. Jos siis tiheysarvot esitetään välillä 0–1, merkittäviä keskittymiä olisivat alueet, joiden tiheysarvo on vähintään 0,67 (Alessa ym. 2008, Brown ja Reed 2012). Korkeinta kolmannesta on myös käytetty, kun tiheyksien sijaan on tarkasteltu monimuotoisuutta kuvaavia arvoja (Onaindia ym. 2013). Muilla menetelmillä tehdyissä keskittymätarkasteluissa

merkittäväksi alueeksi on määritelty usein se kymmenen prosenttia tutkimusalueen pinta-alasta, jolla on suurin monimuotoisuus tai ekosysteemipalvelun taso (Egoh ym. 2009, Bai ym. 2011, Larsen ym. 2011, Xiao ym. 2016). Lajirunsautta tutkittaessa merkittävän keskittymän kynnysarvona on käytetty yleisesti viittä prosenttia tai pienempää osuutta tutkimusalueen pinta-alasta (van Jaarsveld ym. 1998, Orme ym. 2005). On myös mahdollista valita kynnysarvoksi tietty osuus tutkimusalueen kohteista, lajeista tai yksilöistä (Myers ym. 2000). Tässä tapauksessa ydinestimointituloksen tiheysarvot voidaan luokitella siten, että kukin luokka kattaa tietyn osuuden alkuperäisen aineiston kohteiden pinta-alasta tai havaintojen määrästä. Denoël ja Ficetola (2015) käyttivät tätä luokittelutapaa osoittaakseen, millainen alue tulisi suojella, jotta tietty osuus heidän tutkimansa lajin yksilöistä tulisi suojelluksi.

Jenksin luonnollisten luokkavälien menetelmää on käytetty tulosten esittämisessä ja merkittävien keskittymien määrittämisessä. Menetelmällä arvot luokitellaan siten, että luokkien sisällä on mahdollisimman samankaltaisia arvoja ja erot luokkien välillä ovat mahdollisimman suuria (Onaindia ym. 2013). Biondi ym. (2012) käyttivät menetelmää ydinestimointitulosten luokitteluun osoittaen ekologisen verkoston ydinalueita ja niitä ympäröiviä suojavyöhykkeitä. Arvot jaettiin viiteen luokkaan, joista korkeimpien arvojen luokkaan kuuluvat alueet tulkittiin ydinalueiksi. Harris ym. (2012) käyttivät myös tätä luokittelutapaa ydinestimointitulosten esittämisessä ja Onaindia ym. (2013) hiilensidonnan keskittymäalueiden osoittamisessa. Onaindia ym. (2013) jakoivat hiilen määrää kuvaavat arvot luonnollisen luokkavälin menetelmällä kolmeen luokkaan, ja suurimman hiilimäärän luokkaan kuuluvat alueet tulkittiin merkittäviksi alueiksi. Luonnollisen luokkavälin menetelmä voisikin soveltua myös Keski-Suomen metsien hiilivarastojen ja luonnonsuojelun painopistealueiden esittämiseen.

Esimerkkinä ydinestimointitulosten tulkinnasta mainittakoon tutkimus, jossa metsien, niittyjen, puutarhojen ja kosteikkojen esiintymistiheydet ja niiden summapiinnan tiheydet esitettiin Jenksin luonnollisten luokkavälien menetelmällä jaettuna viiteen luokkaan (Li ym. 2016). Li ym. (2016) nimesivät luokkiin kuuluneet

elinympäristölaikut ydinalueiksi, suojavyöhykkeiksi, ekologisiksi käytäviksi, askelkiviksi eli väliaikaisiksi elinympäristöiksi sekä eristyneiksi alueiksi. Tiheimmät ydinalueet ja niitä ympäröivät suojavyöhykkeet tulkittiin ekologisen verkoston tärkeimmiksi solmukohdiksi ja lähdealueiksi, joilta eliöitä voi siirtyä ekologisia käytäviä pitkin muualle. Nämä alueet nähtiin alueellisella tasolla ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeinä alueina, jotka ovat oleellisia verkoston ekologisten perustoimintojen kannalta. Li ym. (2016) ehdottivat, että suojelu- ja kunnostustoimenpiteiden tulisi painottua tällaisille alueille. Ekologiset käytävät puolestaan yhdistävät eristyneitä ydinalueita muuhun ekologiseen verkostoon.

Vaikka Li ym. (2016) käyttivät erilaista aineistoa ja luokittelivat tiheydet toisella tavalla kuin tässä tutkielmassa, samansuuntaisia yleispiirteisiä tulkintoja tiheysluokkien merkityksistä voidaan tehdä myös arvokkaiden luontokohteiden keskittymistä Keski-Suomessa kuvaavista tiheyskartoista. Ekologisia verkostoja kartoitettaessa oleellista on huomioida lisäksi elinympäristöjen laatu, jota Li ym. (2016) eivät analysoineet syvällisesti. Toisin kuin Lin ym. (2016) tutkimusalueella, Suomessa suurin osa maapinta-alasta on metsää. Erityisesti metsätalouden kielteisten vaikutusten vuoksi pelkästään metsien olemassaolo ei ole kuitenkaan riittänyt turvaamaan luonnon monimuotoisuutta maassamme (Kontula ja Raunio 2018, Rassi ym. 2010). Onkin perusteltua keskittyä erityisen arvokkaiden alueiden verkostojen tarkasteluun, sillä ne ovat avainasemassa monimuotoisuuden turvaamisessa kestävän metsänhoidon ohella. Tässä tutkielmassa aineistona käytettiin ainoastaan laadultaan arvokkaita kohteita, joista monet olivat jo suojeltuja. Näin ollen tulosten suurimpien tiheyksien osoittamalla ydinalueilla onkin varmuudella runsaasti arvokkaita luontokohteita, ja niiden voidaan olettaa olevan myös ekologisen verkoston kannalta hyvin merkittäviä kohteita. Luontoarvojen suojelu on erityisen tärkeää ydinalueilla ja niiden säilymistä tukevilla suojavyöhykkeillä. Varsinkin suurten tiheyksien alueilla tulisi varmistaa seudullisesti, maakunnallisesti ja valtakunnallisesti merkittävien ekologisten käytävien ja askelkivien säilyminen ja edistää uusien tarpeellisten yhteyksien syntymistä. Merkittäviä

ekologisia käytäviä ja askelkiviä voidaan turvata alueellisella suunnittelulla ja huomioimalla ekologiset kytkeytyneisyydet metsänhoidossa, turvetuotannossa ja muussa alueidenkäytössä. Myös matalien tiheyksien alueilla tulisi kiinnittää huomiota siihen, että säilytetään mahdolliset ekologiset yhteydet keskittymäalueiden välillä ja eristyneemmiltä alueilta keskittymäalueisiin.

5.7.3 Alueidenkäyttötarpeiden yhteensovittaminen

Alueellisessa suunnittelussa on tärkeää huomioida luonnon monimuotoisuusarvojen lisäksi ekosysteemien toiminnan turvaaminen, sillä olemme riippuvaisia ekosysteemeistä saatavista hyödykkeistä ja palveluista (Kareiva ja Marvier 2003). Luonnon monimuotoisuutta ja erilaisia ekosysteemipalveluita voidaan mahdollisesti suojella yhdessä, jos niiden kannalta arvokkaimmat kohteet ovat sijainniltaan yhteneviä (Turner ym. 2007). Usein arvokkaimmat kohteet sijoittuvat kuitenkin osittain eri alueille, ja samalle alueelle sijoituessaan joidenkin ekosysteemipalveluiden turvaaminen saattaa olla ristiriidassa monimuotoisuustavoitteiden kanssa (Chan ym. 2006, Naidoo ym. 2008, Nelson ym. 2008, Larsen ym. 2011, Onaindia ym. 2013). Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden samanaikainen turvaaminen Keski-Suomessa edellyttääkin, että niiden kannalta tärkeiden alueiden sijainneista on riittävästi tietoa.

Ekosysteemipalveluita on hyvä huomioida maankäytön suunnittelussa monipuolisesti (Onaindia ym. 2013), mutta kaikkien ekosysteemipalveluiden tasavertaisella huomioimisella suojelusuunnittelussa ei päästä luonnon monimuotoisuuden kannalta parhaaseen suojelutasoon (Chan ym. 2006). Monimuotoisuuden säilymisen kannalta on huomattavaa etua valita turvattavaksi luonnonsuojelualueiden yhteydessä sellaisia ekosysteemipalveluita, joilla ei ole negatiivista spatiaalista korrelaatiota monimuotoisuuden kanssa (Chan ym. 2006). Haasteena on metsien muiden ekosysteemipalveluiden turvaamisen yhteensovittaminen puuntuotannollisten tavoitteiden kanssa, ja Keski-Suomessa monimuotoisuuden säilyttäminen pitkällä aikavälillä vaatisikin hakkuiden

vähentämistä nykyisestä tasosta (Triviño ym. 2017, Hohti ym. 2020). Maakunta-kaavassa erilaisten ekosysteemipalveluiden alueidenkäyttötarpeita voidaan sovittaa yhteen siten, että turvataan sekä markkina-arvoltaan että hyvinvoinnin ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä ekosysteemipalveluita.

Tietoa arvokkaiden luontokohteiden ja uhanalaisten lajien keskittymistä ja metsiin varastoituneen hiilen määrän alueellisesta jakautumisesta voidaan hyödyntää Keski-Suomessa maakunnallisen suojelualueverkoston suunnittelussa. Suojelua voidaan toteuttaa siten, että arvokkaimpien monimuotoisuuskohteiden lisäksi turvataan suojelua täydentäviä, ilmastonsäätelypalvelun ja muiden ekosysteemipalveluiden kannalta arvokkaita alueita (Chan ym. 2006, Egoh ym. 2010). Yhden ekosysteemipalvelun turvaamisen sijaan voidaan turvata useita ekosysteemipalveluita vain pienellä lisäyksellä suojeltavaan pinta-alaan (Egoh ym. 2011). Parhaimmillaan ekosysteemipalveluiden turvaaminen voi edistää luonnon monimuotoisuuden suojelua ja päinvastoin.

Erilaisten luontoarvojen ja ekosysteemipalveluiden turvaamistavoitteiden yhteensovittamiseksi alueellisessa suunnittelussa voidaan soveltaa monia näkökulmia samanaikaisesti huomioivan systemaattisen suojelusuunnittelun periaatteita (Chan ym. 2006, Egoh ym. 2011). Systemaattisen suojelusuunnittelun päämääränä on suunnitella kustannustehokas suojelualueverkosto (Margules ja Pressey 2000). Käytettävissä olevilla resursseilla pyritään siis pääsemään mahdollisimman hyvin suojelutuloksiin, tai suojelutavoitteet pyritään saavuttamaan pienimmällä mahdollisella suojelupinta-alalla tai suojelualueiden määrällä (Pressey ym. 1996). Resurssitehokkuutta voidaan parantaa huomioimalla suunnittelussa kustannusten alueellinen vaihtelu (Naidoo ym. 2006), kunhan ei suojella vain kaukaisia, tuottamattomia ja vähemmän tärkeitä alueita joidenkin arvokkaampien alueiden jäädessä suojelematta (Branquart ym. 2008, Moilanen ym. 2009). Suunnittelussa on syytä huomioida, että luonnon monimuotoisuuden suojelu ja ekosysteemipalveluiden turvaaminen saattavat vaatia omanlaisensa, toisistaan poikkeavat toteuttamistavat (Egoh ym. 2011).

Ihmisten hyvinvoinnin huomioiminen sisällyttämällä ekosysteemipalveluita suojelusuunnitelmiin voisi olla tehokas luonnonsuojelun kannustin (Balmford ym. 2002, Goldman ym. 2008), joka saattaisi myös laajentaa suojelun rahoitusmahdollisuuksia (Goldman ym. 2008). Lisäksi maakuntakaavan vaikuttavuutta voitaisiin tukea hyvin suunnitellulla ja kohdennetulla rahallisella korvausmenetelmällä (*payment for ecosystem services*), jonka avulla edistettäisiin ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden turvaamista erityisesti arvokkaiden luontokohteiden keskittymäalueilla ja muilla keskeisillä alueilla. Sääteley-, ylläpito- ja kulttuuripalveluiden tuottamisesta, suojelemisesta tai kunnostamisesta sekä luonnon monimuotoisuutta tukevista metsänhoitotoimenpiteistä maanomistajalle maksettava suora rahallinen korvaus tai muu maanomistajan saama hyöty kannustaisi ekosysteemipalveluiden ja luontoarvojen turvaamista edistävään toimintaan (ks. Ferraro ja Kiss 2002, Wunder 2007, Engel ym. 2008, Wendland ym. 2010, Mönkkönen ym. 2014). Esimerkiksi korvaukset hiilen varastoinnista voisivat tehdä suojelusta taloudellisesti kannattavan vaihtoehdon metsänomistajille (Nelson ym. 2009). Myös luontomatkailusta saatavat tulot tarjoavat mahdollisuuden kompensoida suojelusta aiheutuvia kuluja (Naidoo ja Adamowicz 2005, Ruiz-Frau ym. 2013, Tyrväinen ym. 2014).

Keski-Suomessa hakkuumäärät ovat kasvaneet (Luke 2018b), joten toimenpiteet suojelemattomien arvokkaiden luontoalueiden ja ekologisten yhteyksien turvaamiseksi ovat nyt erityisen tärkeitä. Yksi huolenaihe on uhanalaisten lajien tilanne. Kuten aiemmin todettiin, uhanalaisten lajien esiintymiä on Keski-Suomessa paljon luonnonsuojelualueiden ulkopuolella. Osa esiintymistä saattaa tulla turvatuksi Natura 2000 -alueilla ja luonnonsuojeluohjelma-alueilla, mutta muiden esiintymien säilyminen on lähinnä maankäytön suunnittelun ja vapaaehtoisten suojelutoimien varassa. Maakuntakaavassa voitaisiin sovittaa yhteen uhanalaisten lajien ja arvokkaiden luontokohteiden seudulliset suojelutarpeet, metsien hiilivarastojen kasvun turvaaminen sekä rakennushankkeet, liikenneväyläratkaisut ja muut alueidenkäyttötarpeet. Tuloksia arvokkaiden luontokohteiden ja

lajihavaintojen keskittymistä sekä metsien hiilivarastojen alueellisesta jakautumisesta voidaan käyttää alueidenkäytön suunnittelun tukena, kun pyritään parantamaan luonnonsuojeluverkostoa ja hillitsemään ilmastonmuutosta.

Keski-Suomen tarkistetun maakuntakaavan virkistystä, matkailua ja kulttuuriympäristöjä koskevat kaavamerkinnät ja -määräykset saattavat edistää luontoarvojen huomioimista alueilla, joihin niiden ohjausvaikutus kohdistuu (ks. Keski-Suomen liitto 2017b). Kehittämisperiaatemerkinällä esitetyillä matkailun ja virkistysalueiden vetovoima-alueilla ja arvokkaiden luontokohteiden keskittymillä on paljon alueellista päällekkäisyyttä, sillä monilla arvokkailla luontokohteilla on myös virkistysarvoa. Esimerkiksi kaikki maakunnan kansallispuistot ympäristöineen ovat sekä arvokkaiden luontokohteiden keskittymiä että matkailun ja virkistysalueiden vetovoima-alueita. Matkailu- ja virkistysarvojen perusteella esitetyt kehittämisperiaatemerkinnot eivät kuitenkaan ole ohjausvaikutukseltaan eivätkä alueelliselta kattavuudeltaan tehokkaita edistämään nimenomaan luontoarvojen turvaamista, vaan tähän tarvittaisiin erillinen arvokkaita luontoalueita kuvaava kaavamerkintä. Tällainen merkintä voisi tukea luontoarvojen huomioimista myös sellaisilla alueilla, joilla maakuntakaavalla saattaisi muutoin olla kielteisiä vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen. Alueidenkäytön suunnittelussa on syytä pyrkiä varmistamaan, etteivät arvokkaiden luontoalueiden matkailu- ja virkistyskäyttö tai muiden kaavamerkintöjen osoittamat alueidenkäyttötavat vaikuttaisi kielteisesti merkittävien luontoarvojen säilymiseen. Sekä arvokkaiden luontokohteiden keskittymien että uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintokeskittymien suojelualueisiin kuulumattomat osat ovat päällekkäisiä biotalouteen tukeutuvan alueen kaavamerkinnän kanssa, ja tällaisilla alueilla on erityistä alueidenkäytön yhteensovittamistarvetta.

5.7.4 Maakuntakaavan täydentäminen

Tässä tutkielmassa käytettyjä menetelmiä voidaan hyödyntää kehitettäessä maakuntakaavoitusta. Ydinestimoinnin avulla osoitettuja luontoarvoiltaan

tärkeiden alueiden muodostamia laajoja kokonaisuuksia sekä mahdollisesti niiden välisiä ekologisia yhteyksiä voitaisiin esittää maakuntakaavassa kehittämisperiaatemerkinnoilla, ja merkintöjä voitaisiin täydentää suunnittelumääräyksillä. Tällöin arvokkaiden luontokohteiden keskittymiä ja lajistollisesti arvokkaita keskittymiä voitaisiin merkitä kehittämisen kohdealueiksi. Olemassa olevia seudullisesti ja maakunnallisesti merkittäviä ekologisia yhteyksiä ja yhteystarpeita voitaisiin puolestaan esittää viheryhteystyypillisellä merkinnällä (Haapanala ym. 2009). Ekologisen verkoston kannalta merkittävien yhteyksien selvittämisessä voidaan hyödyntää ydinestimointituloksia yksityiskohtaisempaa tietoa esimerkiksi uhanalaisten lajien esiintymistä (YM 2017). Kehittämisperiaatemerkinä osoittaisi, että alueen käytön kehityksessä halutaan huomioida alueen merkittävät luontoarvot. Merkintään liitettyllä kaavamääräyksellä voidaan esimerkiksi velvoittaa luonnon monimuotoisuuden ja uhanalaisen lajiston ottamista huomioon alueen suunnittelussa (YM 2003a). Merkintätapa jättää kunnan kaavoitukselle ja muulle yksityiskohtaisemmalle suunnittelulle ja päätöksenteolle liikkumavaraa sen suhteen, miten ja missä luontoarvoja huomioidaan (Haapanala ym. 2002). Kehittämisperiaatemerkinällä osoitetun alueen sisällä voi olla muita kaava-merkintöjä, ja tällaisessa tilanteessa merkintöjen välinen suhde tulisi esittää selkeästi.

Arvokkaiden luontoalueiden keskittymien osoittaminen kehittämisperiaatemerkinnoilla tukisi Keski-Suomen maakuntakaavan strategisuutta ja suunnittelua pitkälle tulevaisuuteen, sillä merkinä osoittaisi toivotun kehityksen suunnan. Kehittämisperiaatemerkinä mahdollistaisi myös luontoarvojen joustavan ja monipuolisen huomioimisen, kun huomioimistapaa ei ole rajattu tiettyyn suojelukeinoon. Merkinällä voidaan osoittaa tietyntyyppisten tai kaikenlaisten arvokkaiden luontokohteiden keskittymiä. Esimerkiksi turvetuotantoa ja maainesten ottoa voitaisiin ohjata joustavasti arvokkaiden soiden ja geologisten muodostumien keskittymiä kuvaavien kehittämisperiaatemerkinöiden avulla, kun

suunnittelumääräyksellä velvoitettaisiin huomioimaan ekologisten verkostojen säilyminen keskittymäalueilla.

Ilmastonmuutoksen hillitsemiseksi on tärkeää huolehtia, että varastoituneen hiilen kokonaismäärä maakunnassa kasvaa. Maakuntakaavalla voidaan pyrkiä ohjaamaan alueidenkäyttöä siten, että säilytetään riittävästi sellaisia metsäalueita, joihin on varastoitunut paljon hiiltä. Keski-Suomen maakuntakaavassa voitaisiin mahdollisesti painottaa metsien hiilivarastojen turvaamista erityisesti maakunnan etelä- ja itäosissa, joissa hiiltä on varastoitunut paljon tuottoisien kivennäismaiden metsiin. Maakunnan länsi- ja pohjoisosissa korostuu puolestaan soiden merkitys hiilivarastoina. Esimerkiksi taajamien kasvun määrää ja suuntaa voitaisiin ohjata maakuntakaavalla hiilivarastot huomioiden. Myös erilaisten metsän raivausta vaativien toimintojen sijoittamispaikan valinnassa yhtenä perusteena voisi olla sijoittamispaikan merkitys ilmastonsäätelypalvelun kannalta. Maakuntakaavalla voidaan pyrkiä ohjaamaan toimintojen sijoittumista siten, että mahdollisuuksien mukaan vältetään ilmastonsäätelypalvelun kannalta tärkeiden metsien hävittämistä. Nykyisten hiilivarastojen lisäksi metsäalueiden arvo hiilinieluna tulisi ottaa huomioon, kun tehdään alueidenkäyttöön liittyviä suunnitelmia ja päätöksiä. Maakuntakaavassa voitaisiin kaavamerkintöjen avulla korostaa alueita, joilla tulisi kiinnittää erityistä huomiota hiilivarastojen turvaamiseen. Esimerkiksi ristiriitaisten maankäyttöpaineiden vuoksi saattaa olla hyödyllistä osoittaa hiilivarastojen turvaamisen tarve tietyllä alueella. Kehittämisperiaatemerkintä voisi soveltua hiilivarastojen huomioimistarpeen osoittamiseen yleispiirteisyytensä vuoksi. Kaavamerkintää täsmentävällä suunnittelumääräyksellä voitaisiin edellyttää, että alueen suunnittelussa kiinnitetään erityistä huomiota hiilivarastojen ja -nielujen turvaamiseen. Tällainen suunnittelumääräys voitaisiin liittää myös esimerkiksi alueen virkistyskäyttöä tai luonnonsuojelun painopistealuetta koskevaan kaavamerkintään, tai riittävien hiilivarastojen turvaamiseksi voitaisiin antaa koko maakuntaa koskeva suunnittelumääräys. Maakuntakaavan ohjaamassa

yksityiskohtaisemmassa suunnittelussa voitaisiin päättää, miten suunnittelumääräyksen kohdealueella turvataan riittävästi hiilivarastoja.

Yleispiirteistä tietoja arvokkaiden luontoalueiden keskittymistä ja hiilivarastojen alueellisesta jakautumisesta voidaan käyttää apuna kaavaan merkittävien osa-alueiden ja aluevarausten valinnassa. Lisäksi tarvitaan yksityiskohtaisempaa tietoa merkintöjen alueista. Kaavan osa-alueiden erityisominaisuuksia kuvaavilla merkinnöillä ja niitä täydentävillä kaavamääräyksillä olisi mahdollista korostaa luontoarvojen, ilmastonsäätelyn tai muiden ekosysteemipalveluiden kannalta erityisen tärkeitä alueita. Erityisominaisuutta kuvaavan merkinnän tulkinta on usein yleispiirteistä, mutta tarvittaessa sitä voidaan täydentää melko tarkoin rajoituksin ja reunaehdoin (Haapanala ym. 2002). Merkintää käytetään luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeiden alueiden esittämisessä, ja nämä voivat olla esimerkiksi ekologisten yhteyksien kannalta yhtenäisiä ja melko laajoja alueita tai moniarvoisia metsäalueita (Haapanala ym. 2009).

Aluevaraukset suojelutarkoitukseen ovat ohjausvaikutukseltaan tehokkain keino suojella luontoarvoja maakuntakaavoituksen avulla. Karttoja arvokkaiden luontokohteiden, uhanalaisten lajien esiintymien, metsiin varastoituneen hiilen ja muiden ekosysteemipalveluiden alueellisesta jakautumisesta voidaan käyttää perusteena maakuntakaavassa esitettävän suojelualueverkoston suunnittelussa. Suojelun aluevarausten valinnassa voi olla jouston varaa siinä, millainen yksittäisten arvokkaiden luontokohteiden muodostama kokonaisuus täyttää valtakunnalliset tai maakunnalliset suojelutavoitteet. Valinnassa voidaan mahdollisuuksien mukaan painottaa luontoarvojen keskittymäalueilla sijaitsevia kohteita. Alueellisen suojelusuunnittelun tueksi voidaan laatia ydinestimoinnilla elinympäristö- ja lajikohtaisia tiheyskarttoja, joiden avulla voidaan selvittää, sijaitseeko suojeltavaksi harkittava kohde sopivassa elinympäristö- tai lajikeskittymässä. Suojelualueiden valinnan tulee kuitenkin perustua muun muassa riittäviin arvioihin toimivasta suojelualueverkostosta, mikä edellyttää ydinestimointia yksityiskohtaisempaa tarkastelua esimerkiksi kytkeytyneisyyden huomioimiseksi.

Ydinestimointia hyödynnettäessä tulee ottaa huomioon, että keskittymäalueilla sijaitsevien arvokkaiden luontokohteiden merkityksessä osana maakunnan ekologista verkostoa on eroja. Myös keskittymien ulkopuolella on valtakunnallisesti, maakunnallisesti ja seudullisesti arvokkaita luontokohteita. Jos luontokohteiden merkitsemistapaa maakuntakaavassa muutetaan strategisemmaksi ja vähennetään samalla aluevarausmerkintöjä, vaarana on maakunnallisesti arvokkaiden luontokohteiden ja useamman kunnan alueidenkäytön yhteensovittamista vaativien arvokkaiden luontokohteiden jääminen liian vähälle huomiolle kuntakaavoituksessa ja viranomaisten alueidenkäyttöä koskevissa suunnitelmissa ja päätöksissä. Keskittymäalueiden osoittaminen kehittämisperiaatemerkinnöillä ei yksinään riittäisi turvaamaan maakunnallisesti ja valtakunnallisesti arvokkaita luontokohteita, vaan tarvitaan myös oikeusvaikutuksiltaan vahvempia kaavamerkintöjä.

Maakuntakaavan sisältö ja esitystapa vaikuttavat kaavan ohjausvaikutukseen. Halutun ohjausvaikutuksen perusteella valitaan, miltä osin maakuntakaavassa esitetään aluevarauksia, kehittämisperiaatteita ja kaavan osa-alueiden erityisominaisuuksia. Maakuntakaavan tulee olla yleispiirteinen suunnitelma – mutta ei kuitenkaan niin yleispiirteinen, että maakuntakaavatasolle kuuluvat suunnittelu-tehtävät jäisivät käytännössä kuntatasolla ratkaistaviksi (YM 2003a). Maakuntakaava ja erityisesti tiukemmin tulkittavat suojelumääräykset tulee laatia siten, että niistä ei aiheudu maanomistajalle kohtuutonta haittaa (MRL 28 §, HE 101/1998 vp).

5.7.5 Uusien kaavamerkintöjen vaikuttavuus

Maankäyttö- ja rakennuslain mukaisista kaavoista maakuntakaava on metsien ja soiden luontoarvojen säilyttämisen ja hiilivarastojen kasvattamisen kannalta keskeisin ohjauskeino, sillä suurin osa metsätalousalueista ja turvetuotantoalueista sijaitsee yleis- ja asemakaavojen kattamien alueiden ulkopuolella. Maakuntakaavaan mahdollisesti lisättävät merkinnät voivat vaikuttaa suoraan metsätalouden harjoittamiseen vain silloin, jos merkintään on liitetty suojelumääräys tai

ehdollinen rakentamisrajoitus ja siihen mahdollisesti liittyvä rakentamismääräys (Haapanala ym. 2009). Suojelumääräyksellä voidaan tarvittaessa turvata alueen erityisiä ympäristöarvoja rajoittamalla ja ohjaamalla metsien käsittelyä, hakkuita, ojitusta ja muita maisemaa ja luonnonolosuhteita muuttavia toimenpiteitä (Haapanala ym. 2002, 2009, YM 2003a). Maakuntakaavassa suojelualueeksi osoitetulla alueella ei sovelleta metsälakia. Luonnonsuojelun painopistealueiden merkitseminen maakuntakaavaan kehittämisperiaatemerkinnoilla ei sen sijaan estäisi metsätalouden ja turvetuotannon harjoittamista merkintöjen kattamilla alueilla, mutta luontoarvojen tarkempaan kartoittamiseen ja turvaamiseen tulisi kiinnittää erityistä huomiota näillä alueilla.

Maakuntakaavalla on mahdollisuus vaikuttaa metsien käyttöön erityisesti viranomaisten tekemien suunnitelmien ja päätösten kautta (Huttunen 2011, 2012). Jos maakuntakaavaan merkitään luonnonsuojelun painopistealueita ja hiili-varastojen kannalta tärkeitä alueita, merkintöjen ohjausvaikutus kohdistuisi siis pääasiassa viranomaisten suunnittelutyöhön, suunnitelmien toteutuspäätöksiin ja lupien myöntämiseen. Lisäksi uudet merkinnät vaikuttaisivat kuntakaavoitukseen (MRL 32 §). Maakuntakaavan viranomaisvaikutus kohdistuisi kuntiin, ELY-keskuksiin ja alueellisiin hallintovirastoihin, joiden tulisi ottaa huomioon uudet maakuntakaavamerkinnot (Huttunen 2012). Varsinaisten viranomaisten lisäksi viranomaisvaikutus kohdistuisi Suomen metsäkeskukseen ja Metsähallitukseen, jotka ovat merkittäviä toimijoita metsäalueiden käytön suunnittelussa ja päätöksenteossa (Huttunen 2011, 2012). Metsäkeskus ja Metsähallitus kuuluvat välilliseen julkishallintoon, ja Huttusen (2012) mukaan niiden tulee huomioda maakuntakaava hoitaessaan julkisia hallintotehtäviä. Toisaalta Kiviniemi (2015) tulkitsee lainsäädäntöä siten, että Metsäkeskuksen osalta viranomaisvaikutus koskisi ainoastaan Metsäkeskuksen viranomaistoimintaa, eikä se koskisi esimerkiksi Metsäkeskukselle annettuja ympäristönsuojelun edistämistehtäviä.

Luonnonsuojelun painopistealueet tai muut mahdolliset uudet maakuntakaavamerkinnot voivat vaikuttaa hankkeille tarvittavien lupien myöntämiseen ja

valtionrahoitusta koskeviin päätöksiin silloin, kun sovellettava erityislainsäädäntö jättää viranomaiselle harkintavaltaa. Esimerkiksi aluehallintoviranomaisen tulee huomioida turvetuotantoalueen ympäristölupaharkinnassa, että turvetuotantoalueen sijoituspaikka ei saa vaikeuttaa maakuntakaavan tavoitteiden toteutumista (Haapanala ym. 2002). Mahdollisuuksia harkintavallan käyttöön voi olla joissain tapauksissa ELY-keskuksilla päätettäessä luonnonsuojelualueiden perustamisesta (Haapanala ym. 2002) tai Metsäkeskuksella päätettäessä kestävän metsätalouden rahoituksesta annetun lain mukaisesta tuesta (Haapanala ym. 2009). Erilaisilla viranomaisten myöntämällä tuilla voidaan siis vaikuttaa maankäytön suunnitteluun ja suunnitelmien toteuttamiseen (Haapanala ym. 2002).

Käytännössä maakuntakaava voi olla esteenä Kemera-tuen myöntämiselle, jos suunnitellut metsänkäsittelytoimenpiteet vaikeuttavat kaavan tavoitteiden toteutumista. Kemera-tukea voidaan puolestaan myöntää herkemmin sellaisille metsänhoitohankkeille, jotka edistävät maakuntakaavan toteutumista (Huttunen 2012). Esimerkiksi ennallistamishankkeita voitaisiin tukea Kemera-rahoituksella varsinkin luonnonsuojelun painopistealueilla. Kun harkitaan Kemera-tuen myöntämistä soiden vesitaloutta merkittävästi muuttaville kunnostusojitus-hankkeille, luonnonsuojelun painopistealueilla sijaitsevien hankkeiden tarkoituksenmukaisuus voitaisiin arvioida erityisen tarkasti. METSO-ohjelman toteuttamista voidaan rahoittaa myös Kemera-tuella, mutta kohteiden valinta tehdään luonnontieteellisten valintaperusteiden mukaan. Tästä syystä maakuntakaavan vaikutus METSO-kohteiden valintaan on vähäinen (Huttunen 2011). Metsäkeskuksen tulee huomioida maakuntakaava myös metsälain 14 §:n mukaisten metsänkäyttöilmoitusten käsittelymenettelyssä ja metsälain 26 §:n mukaisissa alueellisissa metsäohjelmissa (Huttunen 2012).

Metsähallituksen tulisi huomioida maakuntakaavan uudet merkinnät luonnonvarojen käytön suunnittelussa, erilaisten maankäytön erityisalueiden suunnittelussa ja luonnon monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävässä alueekologisessa suunnittelussa (ks. Päivinen ym. 2011). Metsähallitus voisi esimerkiksi

keskittää valtion mailla tehtäviä suojelutoimia luonnonsuojelun painopistealueille. Luonnonsuojelulain mukaisen, alueelliset erityispiirteet huomioivan luonnonsuojelusuunnittelun (LSL 2 §, 7–9 §) yhtenä perusteena voi olla maakuntakaava, jos kaava on laadittu luontoarvojen vaalimisen kannalta ajantasaiseksi (Pitkäranta 2002). Maakuntakaavan uudet merkinnät voivat myös antaa lisäperusteita metsäluonnon monimuotoisuuden säilymisen kannalta tärkeiden alueiden (Metsäl 6 §, 10 §) arvioimiselle (Haapanala ym. 2002).

Maakuntakaavoituksen vaikuttavuutta maankäyttöä muuttavien hankkeiden sijainnin ohjauksessa on mahdollista kehittää. Ekroos ja Warsta (2012) ehdottivat, että tämä voitaisiin toteuttaa uudistamalla yleispiirteisten kaavojen oikeusvaikutussäännöksiä sekä ympäristönsuojelulain säännöksiä sijoituspaikan harkinnasta ja mahdollisesti myös ympäristöluvan myöntämisedellytyksistä. Ympäristönsuojelulaissa voitaisiin korostaa yleispiirteisen kaavoituksen asemaa. Lisäksi kaavoitusta tulisi kehittää paremmin luonnonsuojelutavoitteet huomioonottavaksi (Ekroos ja Warsta 2012). Kaavamerkintöjen kehittämisen lisäksi olisi tarpeen varmistaa niiden yhdenmukainen tulkinta ohjeistusten avulla (YM 2017).

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä tutkielmassa kehitettiin maakuntakaavaan soveltuvaa uutta esitystapaa luonnonsuojelullisesti merkittäville alueille ja arvioitiin metsiin sitoutuneen hiilen määrän alueellista jakautumista Keski-Suomessa. Arvokkaiden luontokohteiden sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintojen alueellisen jakautumisen esittämiseen käytettiin ydinestimointia. Menetelmä osoittautui nopeaksi ja tehokkaaksi tavaksi osoittaa luonnonsuojelullisesti keskeisimmät alueet maakunnassa. Ydinestimoinnilla laadittu tiheyskartta havainnollistaa selkeällä ja helposti ymmärrettävällä tavalla paikkatietoaineistoa, jossa on runsaasti kohteita. Esitystapa on yleispiirteinen, sillä ydinestimointi tasoittaa alueiden välisiä

tiheyseroja. Haasteena on valita tasoituksen määrä ja tiheyden kynnysarvo merkittävälle keskittymälle siten, että luontoarvokeskittymien laajuus ei tule yli- tai aliarvioiduksi. Toisaalta tiheysarvojen portaattomuuden ja tasoituksen säätömahdollisuuden vuoksi ydinestimointi on joustava menetelmä, joka tarjoaa mahdollisuuden rajata keskittymäalue laajuudeltaan maakuntakaavoituksen tarpeisiin sopivaksi. Laajuuden tulisi kuitenkin olla riittävä ekologisten verkostojen avainalueiden turvaamiseksi.

Arvokkaiden luontokohteiden kattama pinta-ala oli suurin maakunnan etelä- ja pohjoisosissa sekä Päijänteen ja Konneveden vesistöjen ympäristössä. Uhanalaisten ja harvinaisten lajien merkittävänä havaintokeskittymänä nousi esiin näiden alueiden lisäksi Pyhä-Häkin seutu. Lisänä aikaisempaan tietoon arvokkaista luontoalueista on se, että laaditut tiheyskartat mahdollistavat alueiden objektiivisen rajaamisen ja merkittävyyden vertailun. Eniten epävarmuutta arvokkaiden luontokohteiden tärkeimpien keskittymien tunnistamiseen aiheutti painoarvojen käyttö ydinestimoinnissa. Painottamalla kunkin kohteen pinta-alaa voitiin osoittaa alueet, joilla arvokkaiden luontokohteiden osuus pinta-alasta on suuri. Tämä voi olla hyödyllistä tietoa alueidenkäytön suunnittelussa, kunhan pidetään mielessä, että keskittymät eivät osoita välttämättä luontoarvoiltaan merkittävimpiä alueita. Pinta-alan käyttö painoarvona saattaa korostaa liikaa kohteiden kokoa, ja muut ekologiseen arvoon vaikuttavat ominaisuudet jäävät huomioimatta. Jos luontokohteet arvotetaan niiden laadun mukaan, maakuntakaavoitusta varten voitaisiin mahdollisimman kattavaa aineistoa käyttäen osoittaa luontoarvoiltaan merkittävimmät alueet.

Kun ydinestimointia käytetään lajihavaintojen alueellisen jakautumisen esittämiseen, on tärkeää arvioida aineistojen soveltuvuus tähän tarkoitukseen. Haasteena on usein aineiston epätasainen kattavuus. Onkin mahdollista, että Keski-Suomessa on osoitettujen havaintokeskittymien lisäksi muita uhanalaisten ja harvinaisten lajien esiintymäkeskittymiä. Havaintotiheyden arviointi antoi kuitenkin arvokasta lisätietoa luontoarvoiltaan merkittävistä alueista. Uhanalaisten

ja harvinaisten lajien havaintokeskittymien lisäksi maakuntakaavoitusta varten voitaisiin selvittää kattavammin lajistolle tärkeiden alueiden verkostoja ja lajistollisen monimuotoisuuden keskittymiä. Lajihavainnoille mahdollisesti käytettävien painoarvojen määrittymisen perusteita ja sopivaa vaihteluväliä olisi hyvä arvioida syvällisemmin.

Tutkielman tulosten ja aikaisempien tutkimusten perusteella ydinestimointi soveltuu arvokkaiden luontoalueiden verkostojen pääpiirteiden esittämiseen. Tällaista tietoa voidaan hyödyntää maakuntien alueidenkäytön strategisessa suunnittelussa, jossa sovitetaan yhteen ratkaisuja luonnon monimuotoisuuden ja kuntarajat ylittävien ekologisten verkostojen toimivuuden turvaamiseksi huomioiden samalla valtakunnalliset ja kansainväliset tavoitteet. Ydinestimoinnilla osoitettavien yleispiirteisten luontoarvokeskittymien esittäminen maakuntakaavassa olisi ohjausvaikutukseltaan joustava tapa edistää ekologisesti merkittävien luontoalueiden säilymistä yhtenäisinä valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden mukaisesti. Yksityiskohtaisemmassa maankäytön suunnittelussa ratkaistavaksi jäisi se, miten yhtenäisyyden turvaaminen toteutetaan osoitetuilla alueilla. Kansainvälisen biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen tavoite pysäyttää luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen tulee ottaa huomioon maakuntakaavassa. Kun metsien biotalouskäyttöä tehostetaan, tulee tehostaa myös keinoja metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi. Luontoarvokeskittymien osoittaminen maakuntakaavassa voisi ohjata yksityiskohtaisempaa alueidenkäytön suunnittelua ja viranomaispäätöksiä siihen suuntaan, että ekologistia verkostoja saadaan säilytettyä ja luonnon monimuotoisuutta turvattua nykyistä paremmin.

Maakuntakaavoituksella voitaisiin ohjata maankäyttöä myös siten, että turvataan kasvillisuuden ja maaperän hiilivarastoja ja -nieluja ilmastonmuutoksen hillitsemiseksi. Tässä tutkielmassa tehty hiilimäärän arvio soveltuu hiilivarastojen jakautumisen yleispiirteiseen tarkasteluun maakuntatasolla. Paikallisella tasolla arvioon tulee suhtautua varauksella johtuen lähtöaineistoihin ja laskentatapaan

liittyvistä epävarmuustekijöistä. Suurimmat hiilimäärät kivennäismaan metsissä olivat Keski-Suomen eteläosien tuottoisalla järvisydulla ja pienimmät karulla Suomenselän alueella luoteessa. Suomenselän alueella on kuitenkin paljon soita, jotka ovat merkittäviä hiilivarastoja. Keski-Suomessa olisi hyvä arvioida myös soiden hiilivarastojen alueellista jakautumista sekä ekosysteemien nykyistä ja tulevaa hiilensidontakykyä.

Metsätalouden tehostamisen myötä Suomen metsien hiilinielut pienentyvät. Jos hakkuita lisätään puuntuotannollisesta näkökulmasta suurimmalle kestäväälle tasolle, metsät saattavat jopa muuttua tilapäisesti hiilinielusta hiilen lähteeksi. Olisikin tarpeellista varmistaa, että biotalouden kehittämistavoitteisiin keskeisenä osana kuuluva metsätalouden tehostaminen ei heikennä ekosysteemien kykyä sitoa hiilidioksidia ilmakehästä. Hiilivarastojen turvaaminen ja hiilensidontakyvystä huolehtiminen on tärkeää, jotta ilmaston lämpeneminen saadaan pysäytettyä ja saavutetaan tasapaino ihmisen toiminnan aiheuttamien kasvihuonekaasupäästöjen ja -nielujen välillä Pariisin ilmastopöytäkirjan tavoitteiden mukaisesti. Ilmaston säätelyssä boreaaliset metsät ja suot ovat keskeisessä asemassa, sillä ne ovat merkittäviä hiilivarastoja maapallolla. Huomiota tulisi kiinnittää sekä puuston toimimiseen tehokkaana hiilinieluna että maaperän suurien ja pitkäaikaisten hiilivarastojen säilyttämiseen.

Parhaan mahdollisen puuntuoton saavuttaminen pienimmillä mahdollisilla kielteisillä vaikutuksilla hiilivarastoihin ja luonnon monimuotoisuuteen vaatii monen näkökulman huomioimista alueellisessa suunnittelussa. Suunnittelussa ja vaihtoehtojen järjestelmällisessä vertailussa voidaan hyödyntää monitavoite-arvioinnin menetelmiä. Kuten tässä tutkielmassa havaittiin, metsiin sitoutunut hiilimäärä on usein korkea samoilla alueilla, jotka voivat olla lähitulevaisuudessa puuntuotannollisesti arvokkaita puuston suuren tilavuuden vuoksi. Suojelutarpeet tulee maakuntakaavassa sovittaa yhteen muiden maankäyttötarpeiden kanssa siten, ettei pirstota hyviä ja laajoja metsätalousalueita tarpeettomasti. Metsätalouden tarpeet tulee puolestaan sovittaa yhteen luontoarvojen ja maiseman

vaalimista sekä luonnonvarojen kestäväää käyttöä koskevien maakuntakaavan sisältövaatimusten kanssa. Ilmastonsäätelypalvelun kannalta tärkeitä alueita voidaan turvata esimerkiksi ulkoilualueiden yhteydessä tai suojelualueiden lähellä suojavyöhykkeiksi ja askelkiviksi soveltuvilla alueilla, jolloin samalla voitaisiin edistää luontoarvojen säilymistä.

Erilaisten alueidenkäyttötarpeiden yhteensovittamiseksi ja parhaiden mahdollisten ratkaisujen löytämiseksi voidaan hyödyntää paikkatietopohjaisia menetelmiä. Monenlaisia luontoarvoja ja ekosysteemipalveluita on haastavaa verrata ja asettaa tärkeysjärjestykseen, mutta määrälliset arviot niiden alueellisesta jakautumisesta helpottavat vertailua. Tietoja luontoarvojen ja metsien hiilivarastojen alueellisesta jakautumisesta voidaan käyttää perusteena maakunnallisen suojeluverkoston suunnittelussa. Ekologisista verkostoista saadaan tietoa, kun ydinestimointituloksia tarkastellaan yhdessä elinympäristöjen sopivuutta, kytkeytyneisyyttä tai muita ekologisia näkökohtia huomioivien menetelmien kanssa. Usein ekosysteemipalveluiden turvaaminen voi huolellisesti suunniteltuna edistää luonnon monimuotoisuuden suojelua ja päinvastoin. Parhaimmillaan paikkatietotarkasteluilla voidaan löytää ratkaisuja, jotka mahdollistavat samanaikaisesti biotalouden maltillisen tehostamisen, luonnonsuojelun parantamisen sekä hiilivarastojen ja -nielujen riittävän turvaamisen. Biotalouden kehittäminen tarjoaa mahdollisuuden vähentää riippuvuutta fossiilisesta energiasta ja hillitä ilmastonmuutosta. Keski-Suomi voisi olla kestävä biotalouden edelläkävijämaakunta, jossa metsätalouden tehostaminen toteutetaan hiilinielut säilyttäen ja luonnon monimuotoisuutta edistäen.

KIITOKSET

Suuret kiitokset maisterintutkielmani ohjaajille Anssi Lensulle ja Markku Kuituselle Jyväskylän yliopistosta sekä Olli Ristaniemelle Keski-Suomen liitosta. Lisäksi haluan kiittää Reima Välivaaraa Keski-Suomen liitosta. Kiitän Keski-Suomen liittoa tämän työn rahallisesta tukemisesta. Jyväskylän yliopistoa kiitän Konnevesi-apurahasta, jonka ansiosta sain keskittyä viikon ajan gradun tekemiseen Konneveden tutkimusasemalla. Anssi Lensulle vielä erityiskiitokset eri vaiheissa saamistani hyödyllisistä kommentteista, avusta ohjelmistojen käytössä ja menetelmäkuvien tekemisessä sekä yleensäkin kaikesta avusta pitkän graduntekoprosessin aikana.

KIRJALLISUUS

- A/RES/70/1. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development. United Nations General Assembly, seventieth session, New York. Saatavissa: <https://undocs.org/en/A/RES/70/1>
- Aalde H., Gonzalez P., Gytarsky M., Krug T., Kurz W.A., Ogle S., Raison J., Schoene D., Ravindranath N.H., Elhassan N.G., Heath L.S., Higuchi N., Kainja S., Matsumoto M., Sanz Sánchez M.J. & Somogyi Z. 2006. Chapter 4: forest land. Teoksessa: Eggleston S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & Tanabe K. (toim.), *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, forestry and other land use*, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan, pp. 1–83.
- Aalto A. 2013. *Suomenselän maakunnallisesti arvokkaat lintualueet. MAALI-hankkeen loppuraportti*. Suomenselän Lintutieteellinen Yhdistys, Alavus. Saatavissa: http://www.sslty.fi/tiedostopankki/SSLTY_MAALI_raportti_lopullinen_pieni_81.pdf
- Aber J.D., Botkin D.B. & Melillo J.M. 1978. Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 8: 306–315.
- Akujärvi A., Lehtonen A. & Liski J. 2016. Ecosystem services of boreal forests – Carbon budget mapping at high resolution. *Journal of Environmental Management* 181: 498–514.

- Alanen A. & Aapala K. (toim.) 2015. *Soidensuojelutyöryhmän ehdotus soidensuojelun täydentämiseksi*. Ympäristöministeriön raportteja 26/2015. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/158285>
- Alapassi M., Rintala J., Kinnunen T., Valpasvuo V., Britschgi R., Savola A., Rytteri T., Tiainen M. & Lavia M. 2009. *Maa-aineisten kestävä käyttö. Opas maa-ainesten ottamisen sääntelyä ja järjestämistä varten*. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2009. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/41538>
- Alessa L., Kliskey A. & Brown G. 2008. Social-ecological hotspots mapping: A spatial approach for identifying coupled social-ecological space. *Landscape and Urban Planning* 85: 27–39.
- Ananda J. & Herath G. 2009. A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning. *Ecological Economics* 68: 2535–2548.
- Anderson B.J., Armsworth P.R., Eigenbrod F., Thomas C.D., Gillings S., Heinemeyer A., Roy D.B. & Gaston K.J. 2009. Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *Journal of Applied Ecology* 46: 888–896.
- Anderson T.K. 2009. Kernel density estimation and K-means clustering to profile road accident hotspots. *Accident Analysis & Prevention* 41: 359–364.
- Anich N.M., Benson T.J. & Bednarz J.C. 2009. Estimating territory and home-range sizes: do singing locations alone provide an accurate estimate of space use? *The Auk* 126: 626–634.
- Anselin L. 1995. Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical Analysis* 27: 93–115.
- Anttila S., Löfström I., Aapala K. & Syrjänen K. (toim.) 2019. *METSO-tilannekatsaus 2018. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2025. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 43/2019*. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-783-1>
- Arponen A., Cabeza M., Eklund J., Kujala H. & Lehtomäki J. 2010. Costs of integrating economics and conservation planning. *Conservation Biology* 24: 1198–1204.
- Asner G.P. 2009. Tropical forest carbon assessment: integrating satellite and airborne mapping approaches. *Environmental Research Letters* 4, 034009, doi:10.1088/1748-9326/4/3/034009.
- Bai Y., Zhuang C., Ouyang Z., Zheng H. & Jiang B. 2011. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecological Complexity* 8: 177–183.
- Ball I.R., Possingham H.P. & Watts M. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. Teoksessa: Moilanen A., Wilson K.A. &

- Possingham H.P. (toim.), *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*, Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 185–195.
- Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K. & Turner R.K. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950–953.
- Balmford A., Fisher B., Green R.E., Naidoo R., Strassburg B., Turner R.K. & Rodrigues A.S. 2011. Bringing ecosystem services into the real world: an operational framework for assessing the economic consequences of losing wild nature. *Environmental and Resource Economics* 48: 161–175.
- Balmford A., Rodrigues A., Walpole M., Ten Brink P., Kettunen M., Braat L. & de Groot R. 2008. *Review on the economics of biodiversity loss: scoping the science*. ENV/070307/2007/486089/ETU/B2. University of Cambridge, Cambridge, UK. Saatavissa: https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/scoping_science_report.pdf
- Barbier E.B., Koch E.W., Silliman B.R., Hacker S.D., Wolanski E., Primavera J., Granek E.F., Polasky S., Aswani S., Cramer L.A., Stoms D.M., Kennedy C.J., Bael D., Kappel C.V., Perillo G.M. & Reed D.J. 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* 319: 321–323.
- Barg J.J., Jones J. & Robertson R.J. 2005. Describing breeding territories of migratory passerines: suggestions for sampling, choice of estimator, and delineation of core areas. *Journal of Animal Ecology* 74: 139–149.
- Barry R.P. & McIntyre J. 2011. Estimating animal densities and home range in regions with irregular boundaries and holes: a lattice-based alternative to the kernel density estimator. *Ecological Modelling* 222: 1666–1672.
- Bartolino V., Maiorano L. & Colloca F. 2011. A frequency distribution approach to hotspot identification. *Population Ecology* 53: 351–359.
- Beaumont N.J., Austen M.C., Atkins J.P., Burdon D., Degraer S., Dentinho T.P., Derous S., Holm P., Horton T., van Ierland E., Marboe A.H., Starkey D.J., Townsend M. & Zarzycki T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54: 253–265.
- Beeby A. 1993. *Applying ecology*. Chapman & Hall, London, UK.
- Benhamou S. & Cornélis D. 2010. Incorporating movement behavior and barriers to improve kernel home range space use estimates. *The Journal of Wildlife Management* 74: 1353–1360.
- Besag J. & Newell J. 1991. The detection of clusters in rare diseases. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (Statistics in Society)* 154: 143–155.

- Biondi E., Casavecchia S., Pesaresi S. & Zivkovic L. 2012. Natura 2000 and the Pan-European Ecological Network: a new methodology for data integration. *Biodiversity and Conservation* 21: 1741–1754.
- Birch J.C., Newton A.C., Aquino C.A., Cantarello E., Echeverria C., Kitzberger T., Schiappacasse I. & Garavito N.T. 2010. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 21925–21930.
- BirdLife Suomi 2012. *FINIBA-rajausten paikkatietoaineisto shp-tiedostona (ETRS-TM35FIN)*. Saatavissa: <https://www.birdlife.fi/suojelu/alueet/finiba>
- BirdLife Suomi 2019a. Kansainvälisesti tärkeät lintualueet. <https://www.birdlife.fi/suojelu/alueet/iba/> (luettu 22.11.2019)
- BirdLife Suomi 2019b. Tiira-lintutietopalvelu. <https://www.tiira.fi/> (luettu 22.11.2019)
- BirdLife Suomi 2020. *MAALI-hankkeessa tuotetut aineistot alueyhdistyksittäin*. Saatavissa: <https://www.birdlife.fi/suojelu/alueet/maali/yhdistysten-maali-raportit>
- Bithell J.F. 1990. An application of density estimation to geographical epidemiology. *Statistics in Medicine* 9: 691–701.
- Boakes E.H., Gliozzo G., Seymour V., Harvey M., Smith C., Roy D.B. & Haklay M. 2016. Patterns of contribution to citizen science biodiversity projects increase understanding of volunteers' recording behaviour. *Scientific Reports* 6, 33051, doi:10.1038/srep33051.
- Boecklen W.J. & Gotelli N.J. 1984. Island biogeographic theory and conservation practice: species-area or species-area relationships? *Biological Conservation* 29: 63–80.
- Bouget C., Lassauce A. & Jonsell M. 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity – a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1421–1432.
- Bowman A.W. 1984. An alternative method of cross-validation for the smoothing of density estimates. *Biometrika* 71: 353–360.
- Boyd J. & Banzhaf S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616–626.
- Boyle S.A., Lourenço W.C., da Silva L.R. & Smith A.T.J. 2009. Home range estimates vary with sample size and methods. *Folia Primatologica* 80: 33–42.
- 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.
- Brown G. & Raymond C.M. 2014. Methods for identifying land use conflict potential using participatory mapping. *Landscape and Urban Planning* 122: 196–208.

- Brown G.G. & Reed P. 2012. Social landscape metrics: measures for understanding place values from public participation geographic information systems (PPGIS). *Landscape Research* 37: 73–90.
- Brunsdon C. 1995. Estimating probability surfaces for geographical point data: An adaptive kernel algorithm. *Computers & Geosciences* 21: 877–894.
- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S. & Müller F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21: 17–29.
- Butler R.A., Koh L.P. & Ghazoul J. 2009. REDD in the red: palm oil could undermine carbon payment schemes. *Conservation Letters* 2: 67–73.
- Cacoullos T. 1966. Estimation of a multivariate density. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics* 18: 179–189.
- Cadotte M.W. & Tucker C.M. 2018. Difficult decisions: Strategies for conservation prioritization when taxonomic, phylogenetic and functional diversity are not spatially congruent. *Biological Conservation* 225: 128–133.
- Callesen I., Liski J., Raulund-Rasmussen K., Olsson M.T., Tau-Strand L., Vesterdal L. & Westman C.J. 2003. Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils – relationships with climate and texture class. *Global Change Biology* 9: 358–370.
- Chainey S., Tompson L. & Uhlig S. 2008. The utility of hotspot mapping for predicting spatial patterns of crime. *Security Journal* 21: 4–28.
- 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, e379, doi:10.1371/journal.pbio.0040379.
- Charpentier A. & Gallic E. 2016. Kernel density estimation based on Ripley's correction. *Geoinformatica* 20: 95–116.
- Chiu S. 1996. A comparative review of bandwidth selection for kernel density estimation. *Statistica Sinica* 6: 129–145.
- Cimon-Morin J., Darveau M. & Poulin M. 2013. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: a review. *Biological Conservation* 166: 144–154.
- Cohn J.P. 2008. Citizen science: Can volunteers do real research? *BioScience* 58: 192–197.
- Connor E.F. & McCoy E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* 113: 791–833.
- Costa M.A. & Assunção R.M. 2005. A fair comparison between the spatial scan and the Besag-Newell disease clustering tests. *Environmental and Ecological Statistics* 12: 301–319.
- Covington W.W. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* 62: 41–48.

- Cowling A. & Hall P. 1996. On pseudodata methods for removing boundary effects in kernel density estimation. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)* 58: 551–563.
- Cowling R.M., Egoh B., Knight A.T., O'Farrell P.J., Reyers B., Rouget M., Roux D.J., Welz A. & Wilhelm-Rechman A. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 9483–9488.
- Crain B.J. & Tremblay R.L. 2014. Do richness and rarity hotspots really matter for orchid conservation in light of anticipated habitat loss? *Diversity and Distributions* 20: 652–662.
- Cremers D., Osher S.J. & Soatto S. 2006. Kernel density estimation and intrinsic alignment for shape priors in level set segmentation. *International Journal of Computer Vision* 69: 335–351.
- Daily G.C., Polasky S., Goldstein J., Kareiva P.M., Mooney H.A., Pejchar L., Ricketts T.H., Salzman J. & Shallenberger R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 21–28.
- Dale V.H., Brown S., Haeuber R.A., Hobbs N.T., Huntly N., Naiman R.J., Riebsame W.E., Turner M.G. & Valone T.J. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10: 639–670.
- Davidson E.A. & Janssens I.A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165–173.
- De la Riva J., Pérez-Cabello F., Lana-Renault N. & Koutsias N. 2004. Mapping wildfire occurrence at regional scale. *Remote Sensing of Environment* 92: 363–369.
- DeLuca T.H. & Boisvenue C. 2012. Boreal forest soil carbon: distribution, function and modelling. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 85: 161–184.
- Denoël M. & Ficetola G.F. 2015. Using kernels and ecological niche modeling to delineate conservation areas in an endangered patch-breeding phenotype. *Ecological Applications* 25: 1922–1931.
- Dickinson J.L., Zuckerberg B. & Bonter D.N. 2010. Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 149–172.
- Diggle P., Zheng P. & Durr P. 2005. Nonparametric estimation of spatial segregation in a multivariate point process: bovine tuberculosis in Cornwall, UK. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 54: 645–658.
- DiNardo J., Fortin N.M. & Lemieux T. 1996. Labor market institutions and the distribution of wages, 1973–1992: a semiparametric approach. *Econometrica* 64: 1001–1044.

- Direktiivi 2009/147/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY luonnonvaraisten lintujen suojelusta (kodifioitu toisinto). EUVL L20/7, 26.1.2010. Saatavissa: <http://data.europa.eu/eli/dir/2009/147/oj>
- Direktiivi 79/409/ETY. Neuvoston direktiivi 79/409/ETY luonnonvaraisten lintujen suojelusta. EYVL L103/1, 25.4.1979. Saatavissa: <http://data.europa.eu/eli/dir/1979/409/oj>
- Direktiivi 92/43/ETY. Neuvoston direktiivi 92/43/ETY luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta. EYVL L206/7, 22.7.1992. Saatavissa: <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>
- Dobson A.P., Rodriguez J.P., Roberts W.M. & Wilcove D.S. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275: 550–553.
- Eastman J.R. 2016. *TerrSet manual*. Clark University, Worcester, MA, USA.
- Egoh B., Reyers B., Rouget M., Bode M. & Richardson D.M. 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation* 142: 553–562.
- Egoh B.N., Reyers B., Carwardine J., Bode M., O'Farrell P.J., Wilson K.A., Possingham H.P., Rouget M., de Lange W., Richardson D.M. & Cowling R.M. 2010. Safeguarding biodiversity and ecosystem services in the Little Karoo, South Africa. *Conservation Biology* 24: 1021–1030.
- Egoh B.N., Reyers B., Rouget M. & Richardson D.M. 2011. Identifying priority areas for ecosystem service management in South African grasslands. *Journal of Environmental Management* 92: 1642–1650.
- Eigenbrod F., Anderson B.J., Armsworth P.R., Heinemeyer A., Jackson S.F., Parnell M., Thomas C.D. & Gaston K.J. 2009. Ecosystem service benefits of contrasting conservation strategies in a human-dominated region. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences* 276: 2903–2911.
- Eigenbrod F., Armsworth P.R., Anderson B.J., Heinemeyer A., Gillings S., Roy D.B., Thomas C.D. & Gaston K.J. 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47: 377–385.
- Ekroos A. & Warsta M. 2012. *Luontoarvot ympäristölupamenettelyssä. Selvitys ympäristönsuojelulain ja muun lainsäädännön kehittämismahdollisuuksista*. Enlawin Consulting, Helsinki. Saatavissa: <https://www.ym.fi/download/noname/%7B735D07CE-039C-4496-ADE8-CE1D3F2394EF%7D/30851>
- Engel S., Pagiola S. & Wunder S. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65: 663–674.
- Epanechnikov V.A. 1969. Non-parametric estimation of a multivariate probability density. *Theory of Probability & Its Applications* 14: 153–158.

- Eräjää S., Kajander L., Kunttu P., Kytömäki J., Manninen O., Savola K. & Sulkava R. 2012. *Kansallisomaisuus turvaan – valtion omistamia suojelunarvoisia metsä- ja suoalueita*. WWF Suomen raportteja 29. WWF Suomi, Helsinki. Saatavissa: <http://wwf.fi/mediabank/2896.pdf>
- Esri 2015a. *How Kernel Density works*. ArcGIS 3.1 Help. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.
- Esri 2015b. *How Point Density works*. ArcGIS 3.1 Help. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.
- Esri 2018. *Removing global and local trends from the data: Detrending*. ArcGIS 6.1 Help. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.
- Euroopan komissio 2015. *Väliarviointi luonnon monimuotoisuutta koskevasta EU:n strategiasta vuoteen 2020*. Komission kertomus Euroopan parlamentille ja neuvostolle COM(2015) 478 final. Euroopan komissio. Saatavissa: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0478>
- Failing L. & Gregory R. 2003. Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *Journal of Environmental Management* 68: 121–132.
- FAO 2006. *Guidelines for soil description*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Feely R.A., Sabine C.L., Lee K., Berelson W., Kleypas J., Fabry V.J. & Millero F.J. 2004. Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science* 305: 362–366.
- Ferraro P.J. & Kiss A. 2002. Direct payments to conserve biodiversity. *Science* 298: 1718–1719.
- Fisher B., Turner R.K. & Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643–653.
- Fix E. & Hodges J.L., Jr. 1951. *Discriminatory analysis. Nonparametric discrimination: consistency properties*. Project 21-49-004, report 4. USAF School of Aviation Medicine, Randolph Field, TX, USA. Saatavissa: <http://www.dtic.mil/get-tr-doc/pdf?AD=ADA800276>
- Flanagan P.W. & Van Cleve K. 1983. Nutrient cycling in relation to decomposition and organic-matter quality in taiga ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 795–817.
- Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L. & Holling C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 557–581.
- Forsius M., Akujärvi A., Mattsson T., Holmberg M., Punttila P., Posch M., Liski J., Repo A., Virkkala R. & Vihervaara P. 2016. Modelling impacts of forest bioenergy use on ecosystem sustainability: Lammi LTER region, southern Finland. *Ecological Indicators* 65: 66–75.

- Fotheringham A.S. & Zhan F.B. 1996. A comparison of three exploratory methods for cluster detection in spatial point patterns. *Geographical Analysis* 28: 200–218.
- FSC Suomi 2020. *Toimintakertomus 2019*. Vastuullisen metsänhoidon yhdistys, Helsinki. Saatavissa: <https://fi.fsc.org/preview.toimintakertomus-2019.a-225.pdf>
- Gauthier S., Bernier P., Kuuluvainen T., Shvidenko A.Z. & Schepaschenko D.G. 2015. Boreal forest health and global change. *Science* 349: 819–822.
- Getis A. & Ord J.K. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis* 24: 189–206.
- Gitzen R.A., Millspaugh J.J. & Kernohan B.J. 2006. Bandwidth selection for fixed-kernel analysis of animal utilization distributions. *The Journal of Wildlife Management* 70: 1334–1344.
- Goad E.H., Pejchar L., Reed S.E. & Knight R.L. 2014. Habitat use by mammals varies along an exurban development gradient in northern Colorado. *Biological Conservation* 176: 172–182.
- Goldman R.L., Tallis H., Kareiva P. & Daily G.C. 2008. Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 9445–9448.
- Grego C.R., Vieira S.R., Antonio A.M. & Della Rosa S.C. 2006. Geostatistical analysis for soil moisture content under the no tillage cropping system. *Scientia Agricola* 63: 341–350.
- Gregory R.D., Van Strien A., Vorisek P., Gmelig Meyling A.W., Noble D.G., Foppen R.P. & Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 360: 269–288.
- Grubesh T.H., Wei R. & Murray A.T. 2014. Spatial clustering overview and comparison: Accuracy, sensitivity, and computational expense. *Annals of the Association of American Geographers* 104: 1134–1156.
- GTK 2010. *Maaperä 1:200 000 (maalajit)*. Hakku-palvelu. Saatavissa: <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search>
- GTK 2015a. *Kallioperä 1:200 000*. Hakku-palvelu. Saatavissa: <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search>
- GTK 2015b. *Maapeitepaksuus*. Hakku-palvelu. Saatavissa: <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search>
- GTK 2018. *Maaperä 1:200 000 (maalajit)*. Metatieto. http://tupa.gtk.fi/paikkatieto/meta/maapera_200k.html (luettu 10.3.2020)
- Haakana M., Ollila P., Regina K., Riihimäki H. & Tuomainen T. 2015. *Menetelmä maankäytön kehityksen ennustamiseen: Pinta-alojen kehitys ja kasvihuonekaasupäästöt vuoteen 2040*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 51/2015.

- Luonnonvarakeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-103-7>
- Haapanala A., Mikkonen P. & Reinikainen J. 2002. *Maakuntakaavan oikeusvaikutukset*. Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000. Opas 7. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Haapanala A., Pitkäranta H., Irjala A. & Kemppainen P. 2009. *Maakuntakaavat maa- ja metsätalousalueilla*. Ympäristöministeriön raportteja 18/2009. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/41358>
- Haavisto-Hyvärinen M. & Kutvonen H. 2007. *Maaperäkartan käyttöopas*. GTK:n arkistoraportit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Saatavissa: http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/68_2019.pdf
- Haining R.P. 2003. *Spatial data analysis: theory and practice*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Han J., Pei J. & Kamber M. 2012. *Data mining. Concepts and techniques*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Hanski I.I. & Gyllenberg M. 1997. Uniting two general patterns in the distribution of species. *Science* 275: 397–400.
- Harris K., Gende S.M., Logsdon M.G. & Klinger T. 2012. Spatial pattern analysis of cruise ship–humpback whale interactions in and near Glacier Bay National Park, Alaska. *Environmental Management* 49: 44–54.
- Hartikainen H. 2008. *Metsälain (1093/1996) 10§:n määrittelemien lehtojen merkitys putkilokasvilajiston monimuotoisuuden säilymiselle*. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Jyväskylä. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:ju-200806175511>
- Hastie T., Tibshirani R. & Friedman J. 2001. *The elements of statistical learning. Data mining, inference, and prediction*. Springer, New York, NY, USA.
- Hauer G., Cumming S., Schmiegelow F., Adamowicz W., Weber M. & Jagodzinski R. 2010. Tradeoffs between forestry resource and conservation values under alternate policy regimes: A spatial analysis of the western Canadian boreal plains. *Ecological Modelling* 221: 2590–2603.
- HE 101/1998 vp. Hallituksen esitys eduskunnalle rakennuslainsäädännön uudistamiseksi. Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/esitykset/he/1998/19980101>
- Heal G. 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems* 3: 24–30.
- Heidenreich N.-B., Schindler A. & Sperlich S. 2013. Bandwidth selection for kernel density estimation: a review of fully automatic selectors. *AStA Advances in Statistical Analysis* 97: 403–433.

- Heikkinen J. 2016. *Carbon storage of Finnish agricultural mineral soils and its long-term change*. Academic dissertation. University of Helsinki, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/160237>
- Hein L., van Koppen K., de Groot R.S. & van Ierland E.C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57: 209–228.
- Hiederer R. 2009. *Distribution of organic carbon in soil profile data*. EUR 23980 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. Saatavissa: <https://op.europa.eu/s/onZ0>
- Hohti J., Eyvindson K., Mönkkönen M. & Janne Kotiaho. 2020. *Decreasing harvesting pressure increases the multifunctionality and biodiversity values of forest landscape – Cost-effective enhancement of forest multifunctionality can also be achieved via landscape level planning*. University of Jyväskylä, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/BalticForBio_Report_Final.pdf (luettu 19.3.2020)
- Humphreys W.F. & Kitchener D.J. 1982. The effect of habitat utilization on species-area curves: implications for optimal reserve area. *Journal of Biogeography* 9: 391–396.
- Husa J., Kontula T. & Teeriaho J. 2009. *Luonnon- ja maisemansuojelun kannalta arvokkaat kallioalueet Keski-Suomessa. Päivitetty aineisto 25.5.2009*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Geologiset_muodostumat/Kalliot/Valtakunnallisen_kallioalueinventoinnin_aluekohtaiset_raportit
- Huttunen K. 2011. *Maakuntakaavan viranomaisvaikutus metsien käytön ohjauksessa MRL 32.2. §:n mukaan*. Pro gradu -tutkielma. Itä-Suomen yliopisto, Joensuu. Saatavissa: <http://urn.fi/urn:nbn:fi:uef-20110490>
- Huttunen K. 2012. *Maakuntakaavan viranomaisvaikutus erityisesti metsien käytön ohjauksen kannalta*. *Ympäristöjuridiikka* 2: 31–69.
- Huttunen R. (toim.) 2017. *Valtioneuvoston selonteko kansallisesta energia- ja ilmastostrategiasta vuoteen 2030*. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 4/2017. Työ- ja elinkeinoministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-327-190-6>
- Hyvärinen E., Juslén A., Kemppainen E., Uddström A. & Liukko U.-M. (toim.) 2019. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/299501>
- Hyvönen E., Jakonen M., Kupila J., Lerssi J., Leskinen J., Liwata P., Nevalainen R., Putkinen S., Virkki H. & Väänänen T. 2007. *Maaperän yleiskartan tulkinta- ja kartoitusprosessi*. P22.4/2007/58. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Saatavissa: http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/p22_4_2007_58.pdf

- Hörnsten L. & Fredman P. 2000. On the distance to recreational forests in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 51: 1–10.
- Ihaka R. & Gentleman R. 1996. R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 299–314.
- Ilmastolaki 22.5.2015/609.
- Ilmatieteen laitos. 2016. *Säähavaintojen vuorokausiarvot*. Avoimen datan palvelu. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/avoin-data>
- Ilmatieteen laitos. 2020a. Terminen kasvukausi. <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/terminen-kasvukausi> (luettu 12.3.2020)
- Ilmatieteen laitos. 2020b. Ilmatieteen laitoksen havaintoasemat. <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintoasemat> (luettu 1.9.2020)
- Ilvesniemi H., Forsius M., Finér L., Holmberg M., Kareinen T., Lepistö A., Piirainen S., Pumpanen J., Rankinen K. & Starr M. 2002. Carbon and nitrogen storages and fluxes in Finnish forest ecosystems. Teoksessa: Talve L. & Käyhkö J. (toim.), *Understanding the global system: the Finnish perspective*, Finnish Global Change Research Programme FIGARE 2002, Turku, pp. 69–82.
- IPCC 2013. *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Itkonen P., Kopperoinen L., Kuusterä J., Toivonen T. & Moilanen A. 2015. *Uudenmaan viherrakenteen arviointi uusin menetelmin – vertailu GreenFrame- ja Zonation-analyysien tuloksista*. Uudenmaan liiton julkaisuja C 77/2015. Uudenmaan liitto, Helsinki. Saatavissa: https://www.uudenmaanliitto.fi/files/15492/Uudenmaan_viherrakenteen_arviointi_uusin_menetelmin_vertailu_GreenFrame-_ja_Zonation-analyysien_tuloksista_C77-2015.pdf
- Itämiä J.H., Leinonen R. & Meyer-Rochow V.B. 2011. Climate change and shifts in the distribution of moth species in Finland, with a focus on the province of Kainuu. Teoksessa: Blanco J. & Kheradmand H. (toim.), *Climate change. Geophysical foundations and ecological effects*, InTech, Rijeka, Kroatia, pp. 273–296.
- Izenman A.J. 1991. Review papers: recent developments in nonparametric density estimation. *Journal of the American Statistical Association* 86: 205–224.
- Jandl R., Lindner M., Vesterdal L., Bauwens B., Baritz R., Hagedorn F., Johnson D.W., Minkkinen K. & Byrne K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253–268.
- Jeon J. & Taylor J.W. 2012. Using conditional kernel density estimation for wind power density forecasting. *Journal of the American Statistical Association* 107: 66–79.

- Jobbágy E.G. & Jackson R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10: 423–436.
- Jones M.C. 1993. Simple boundary correction for kernel density estimation. *Statistics and Computing* 3: 135–146.
- Jones M.C., Marron J.S. & Sheather S.J. 1996a. A brief survey of bandwidth selection for density estimation. *Journal of the American Statistical Association* 91: 401–407.
- Jones M.C., Marron J.S. & Sheather S.J. 1996b. Progress in data-based bandwidth selection for kernel density estimation. *Computational Statistics* 11: 337–381.
- Jäntti A. 2013. *Hiljaiset alueet Keski-Suomessa*. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/23911-hiljaiset_alueet.pdf
- Kallio M., Salminen O. & Sievänen R. 2014. *Low Carbon Finland 2050 –platform: skenaariot metsäsektorille*. Metlan työraportteja 308. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2014/mwp308.htm>
- Kalliokoski T., Heinonen T., Holder J., Lehtonen A., Mäkelä A., Minnunno F., Ollikainen M., Packalen T., Peltoniemi M., Pukkala T., Salminen O., Schelhaas M., Seppälä J., Vauhkonen J. & Kanninen M. 2019. *Skenaarioanalyysi metsien kehitystä kuvaavien mallien ennusteiden yhtäläisyyksistä ja eroista*. Raportti 2/2019. Suomen ilmastopaneeli. Saatavissa: https://www.ilmastopaneeli.fi/wp-content/uploads/2019/02/Ilmastopaneeli_metsamallit_raportti_180219.pdf
- Kareiva P. & Marvier M. 2003. Conserving biodiversity coldspots. *American Scientist* 91: 344–351.
- Kareksela S., Moilanen A., Tuominen S. & Kotiaho J.S. 2013. Use of inverse spatial conservation prioritization to avoid biological diversity loss outside protected areas. *Conservation Biology* 27: 1294–1303.
- Kauppi P.E., Tomppo E. & Ferm A. 1995. C and N storage in living trees within Finland since 1950s. *Plant and Soil* 168: 633–638.
- Kemppainen E. & Kaipiainen-Väre H. 2017. *Kiireellisesti suojeltavien lajien priorisointineuvottelut vuosina 2012–2017. Yhteenveto*. Ympäristöministeriön raportteja 26/2017. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4768-5>
- Kersalo J. & Pirinen P. (toim.) 2009. *Suomen maakuntien ilmasto*. Raportteja 8/2009. Ilmatieteen laitos, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/15734>
- Keski-Suomen ELY-keskus 2016a. *Luonnonmuistomerkit*. ArcGIS Online. Saatavissa: <http://www.arcgis.com/home/item.html?id=c778884f33d84f2a86e8d18cdd1c710f>
- Keski-Suomen ELY-keskus 2016b. *Pienvedet*. ArcGIS Online. Saatavissa: <http://www.arcgis.com/home/item.html?id=599ebaa88b8b419b9b4310fd56862bd4>

- Keski-Suomen ELY-keskus 2016c. *Perinnebiotoopit*. ArcGIS Online. Saatavissa: <http://www.arcgis.com/home/item.html?id=331c07b752374f0baa4497bab4871f34>
- Keski-Suomen ELY-keskus 2017. *Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikat*. ArcGIS Online. Saatavissa: <http://www.arcgis.com/home/item.html?id=c565925c83604eeda476b9946e76974f>
- Keski-Suomen liitto 2014a. *Keski-Suomen strategia. Maakuntasuunnitelma 2040. Maakuntaohjelma 2014–2017*. Sarja A 37. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: <https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/08/23863-Keski-Suomen-liitto-Keski-Suomen-Strategia-maakuntavaltuustolletti.pdf>
- Keski-Suomen liitto 2014b. *Ympäristöselostus. Keski-Suomen strategia, maakuntaohjelma 2014–2017*. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: <https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/23879-Ymparistoselostus.pdf>
- Keski-Suomen liitto 2015. *Keski-Suomen 3. vaihemaakuntakaava. Kaavaselostus*. Sarja A 44. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25330-3vmk_kaavaselostus.pdf
- Keski-Suomen liitto 2017a. *Keski-Suomen maakuntakaavan tarkistus. Merkinnot ja määräykset*. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25356-Merkinnat_ja_maaraykset_MV.pdf
- Keski-Suomen liitto 2017b. *Keski-Suomen maakuntakaavan tarkistus. Kaavaselostus*. Sarja A 45. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25357-Kaavaselostus_MV.pdf
- Keski-Suomen liitto 2017c. *Keski-Suomen maakuntakaava. 1:250 000*. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25788-ksmaka_MV01122017hyvaksyma.pdf
- Keski-Suomen liitto 2017d. *Keski-Suomen maakuntakaavan tarkistus. Alueluettelo*. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25368-Alueluettelo_mv.pdf
- Keski-Suomen liitto 2017e. *Keski-Suomen maakuntaohjelma 2018–2021. Ympäristöselostus*. Sarja A 43. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25409-Ymparistoselostus2018_2021.pdf
- Keski-Suomen liitto 2017f. *Keski-Suomen maakuntaohjelma 2018–2021*. Sarja A 42. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/08/25394-Keski-Suomen_maakuntaohjelma_2018-2021_A4.pdf

- Keski-Suomen liitto 2017g. *Keski-Suomen maakuntakaavan tarkistus. Maakuntakaavan tarkistuksen vaikutukset Natura 2000 -verkostoon – Natura-arvioinnin tarveharkinta*. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25126-Vaikutukset_Natura_2000_-verkostoon.pdf
- Kestävän metsätalouden määräaikainen rahoituslaki 23.1.2015/34.
- Kivekäs J. 1939. Kaskiviljelyksen vaikutus eräisiin maan ominaisuuksiin. *Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja* 27, 2.
- Kiviniemi M. 2015. *Metsäoikeus*. Metsäkustannus, Helsinki.
- Knight A.T., Cowling R.M. & Campbell B.M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology* 20: 408–419.
- Kontula T. & Raunio A. (toim.) 2018. *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1 – Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristö 5/2018. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3>
- Kopperoinen L., Itkonen P. & Niemelä J. 2014. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: an insight into a new place-based methodology. *Landscape Ecology* 29: 1361–1375.
- Kopperoinen L., Viinikka A. & Rantala S. 2016. *Ekologiset yhteydet, luontomatkailu ja hiljaiset alueet Kainuun aluekehityksessä ja maakuntakaavoituksessa. ELMA-hankkeen loppuraportti*. Sarja B 11. Kainuun liitto, Kajaani. Saatavissa: https://kainuunliitto.fi/assets/uploads/2020/08/elma_loppuraportti.pdf
- Korhonen K.T. (toim.) 2009. *VMI11 maastotyöohje 2009. Koko Suomi*. Metsäntutkimuslaitos, Joensuu. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe201603038534>
- Korhonen K.T., Ahola A., Heikkinen J., Henttonen H.M., Hotanen J., Ihalainen A., Nevalainen S., Pitkänen J., Strandström M. & Viiri H. 2017. *Suomen metsät 2009–2013 ja niiden kehitys 1921–2013*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 59/2017. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-467-0>
- Korhonen K.T., Auvinen A., Kuusela S., Puntila P., Salminen O., Siitonen J., Ahlroth P., Jäppinen J. & Kolström T. 2016. *Biotalouskenaarioiden mukaisten hakkuiden vaikutukset metsien monimuotoisuudelle tärkeisiin rakennepiirteisiin*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 51/2016. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-294-2>
- Kortelainen P. & Pajunen H. 2000. Carbon store in Finnish lake sediments: a preliminary estimate. Teoksessa: Pajunen H. (toim.), *Carbon in Finnish lake sediments*, Special paper 29, Geological Survey of Finland, Espoo, pp. 83–92.

- Koski K. 2016. *Keski-Suomen valtakunnallisesti ja maakunnallisesti arvokkaat maisemalueet 2016*. Sarja B 202. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: <http://www.maaseutumaisemat.fi/wp-content/uploads/2017/03/KSU-raportti-valtakunnalliset.pdf>
- Koskiensuojelulaki 23.1.1987/35.
- Kotiranta H. & Niemelä T. 1996. *Uhanalaiset käyvät Suomessa*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Koutsias N., Kalabokidis K.D. & Allgöwer B. 2004. Fire occurrence patterns at landscape level: beyond positional accuracy of ignition points with kernel density estimation methods. *Natural Resource Modeling* 17: 359–375.
- Kovanen J. 1978. *Keski-Suomen soidensuojelusuunnitelma: Osa 2. Eteläisen Keski-Suomen suot ja pohjoisen Keski-Suomen täydennyskohteet*. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Jyväskylä.
- Kremen C., Cameron A., Moilanen A., Phillips S.J., Thomas C.D., Beentje H., Dransfield J., Fisher B.L., Glaw F., Good T.C., Harper G.J., Hijmans R.J., Lees D.C., Louis E., Jr., Nussbaum R.A., Raxworthy C.J., Razafimpahanana A., Schatz G.E., Vences M., Vieites D.R., Wright P.C. & Zjhra M.L. 2008. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science* 320: 222–226.
- Kremen C., Niles J.O., Dalton M.G., Daily G.C., Ehrlich P.R., Fay J.P., Grewal D. & Guillery R.P. 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science* 288: 1828–1832.
- Kukkala A.S. & Moilanen A. 2017. Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology* 32: 5–14.
- Kulldorff M. 1997. A spatial scan statistic. *Communications in Statistics – Theory and Methods* 26: 1481–1496.
- Kumpulainen M. & Silen S. 2016. *Mihin kulttuuriympäristöt keskittyvät Keski-Suomessa – metodina kohdekeskittymäkartat*. Keski-Suomen museo, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/24662-Maakuntakaavan_KY_metodiikka.pdf
- Kunttu P. & Halme P. 2008. *Keski-Suomen valtionmaiden käyvät*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 173. Metsähallitus, Vantaa. Saatavissa: <https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Asarja/a173.pdf>
- Kuusterä J., Aalto S., Moilanen A., Toivonen T. & Lehtomäki J. 2015. *Uudenmaan viherrakenteen analysointi Zonation-menetelmällä*. Uudenmaan liiton julkaisuja E 145/2015. Uudenmaan liitto, Helsinki. Saatavissa: https://www.uudenmaanliitto.fi/files/15491/Uudenmaan_viherrakenteen_analysointi_Zonation-menetelmalla_E145-2015.pdf
- Kärkkäinen L., Haakana M., Heikkinen J., Helin J., Hirvelä H., Jauhiainen L., Laturi J., Lehtonen H., Lintunen J., Niskanen O., Ollila P., Peltonen-Sainio P., Regina

- K., Salminen O., Tuomainen T., Uusivuori J., Wall A. & Packalen T. 2019. *Maankäyttösektorin toimien mahdollisuudet ilmastotavoitteiden saavuttamiseksi*. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 67/2018. Valtioneuvoston kanslia, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-618-8>
- Lackner K.S. 2010. Comparative impacts of fossil fuels and alternative energy sources. Teoksessa: Hester R.E. & Harrison R.M. (toim.), *Carbon capture: Sequestration and storage*, Issues in Environmental Science and Technology 29, Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, pp. 1–40.
- Laiho R. & Laine J. 1997. Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 93: 161–169.
- Laine J., Minkkinen K. & Trettin C. 2009. Direct human impacts on the peatland carbon sink. Teoksessa: Baird A.J., Belyea L.R., Comas X., Reeve A.S. & Slater L.D. (toim.), *Carbon cycling in northern peatlands*, Geophysical Monograph 184, American Geophysical Union, Washington, DC, USA, pp. 71–78.
- Laita A., Mönkkönen M. & Kotiaho J.S. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation* 143: 1212–1227.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1–22.
- Lamloom S.H. & Savidge R.A. 2003. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass and Bioenergy* 25: 381–388.
- Lammi A. 1993. *Pienvesien luonnonarvot ja niiden määrittäminen*. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 497. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/172425>
- Lammi A., Leppänen M. & Aapala K. 1992. *Kalataloudellisesti ja luonnonsuojelullisesti arvokkaat pienvedet Keski-Suomessa*. Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri, Jyväskylä. Saatavissa: <https://www.doria.fi/handle/10024/125212>
- Langdon C., Takahashi T., Sweeney C., Chipman D., Goddard J., Marubini F., Aceves H., Barnett H. & Atkinson M.J. 2000. Effect of calcium carbonate saturation state on the calcification rate of an experimental coral reef. *Global Biogeochemical Cycles* 14: 639–654.
- Larsen F.W., Londoño-Murcia M.C. & Turner W.R. 2011. Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy? *Conservation Letters* 4: 355–363.
- Laver P.N. & Kelly M.J. 2008. A critical review of home range studies. *The Journal of Wildlife Management* 72: 290–298.
- Lehtomäki J. & Moilanen A. 2013. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software* 47: 128–137.

- Lehtomäki J. 2014. *Spatial conservation prioritization for Finnish forest conservation management*. Academic dissertation. University of Helsinki, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-51-0260-7>
- Leivo M. 2000. Finland. Teoksessa: Heath M.F., Evans M.I., Hoccom D.G., Payne A.J. & Peet N.B. (toim.), *Important Bird Areas in Europe: priority sites for conservation. Volume 1: Northern Europe*, BirdLife Conservation Series 8, BirdLife International, Cambridge, UK, pp. 225–261.
- Leivo M., Asanti T., Koskimies P., Lammi E., Lampolahti J., Mikkola-Roos M. & Virolainen E. 2002. *Suomen tärkeät lintualueet. FINIBA*. BirdLife Suomen julkaisuja 4. BirdLife Suomi, Helsinki.
- Levine N. 2015. *CrimeStat: A spatial statistics program for the analysis of crime incident locations*. 4.02. National Institute of Justice, Washington, DC, USA. Saatavissa: <https://nij.ojp.gov/topics/articles/crimestat-spatial-statistics-program-analysis-crime-incident-locations>
- Li P., Lv Y., Zhang C., Yun W., Yang J. & Zhu D. 2016. Analysis and planning of ecological networks based on kernel density estimations for the Beijing-Tianjin-Hebei region in Northern China. *Sustainability* 8, 1094, doi:10.3390/su8111094.
- Lilja H., Uusitalo R., Yli-Halla M., Nevalainen R., Väänänen T. & Tamminen P. 2009. *Suomen maannostietokanta. Käyttöopas versio 1.0*. MTT Tiede 6. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-487-252-2>
- Liski J. & Westman C.J. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. *Biogeochemistry* 29: 183–197.
- Liski J. & Westman C.J. 1997a. Carbon storage in forest soil of Finland. 2. Size and regional pattern. *Biogeochemistry* 36: 261–274.
- Liski J. & Westman C.J. 1997b. Carbon storage in forest soil of Finland. 1. Effect of thermoclimate. *Biogeochemistry* 36: 239–260.
- Liski J., Ilvesniemi H., Mäkelä A. & Starr M. 1998. Model analysis of the effects of soil age, fires and harvesting on the carbon storage of boreal forest soils. *European Journal of Soil Science* 49: 407–416.
- Liski J., Lehtonen A., Palosuo T., Peltoniemi M., Eggers T., Muukkonen P. & Mäkipää R. 2006. Carbon accumulation in Finland's forests 1922–2004 – an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science* 63: 687–697.
- Liski J., Palosuo T., Peltoniemi M. & Sievänen R. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189: 168–182.
- Liski J., Tuomi M. & Rasinmäki J. 2009. *Yasso07 user-interface manual*. Finnish Meteorological Institute, Helsinki. Saatavissa: <https://en.ilmatieteenlaitos.fi/yasso-download-and-support>

- Liukko U.-M., Henttonen H., Hanski I.K., Kauhala K., Kojola I., Kyheröinen E. & Pitkänen J. 2016. *Suomen nisäkkäiden uhanalaisuus 2015 – The 2015 Red List of Finnish Mammal Species*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/159434>
- Longley P.A., Goodchild M.F., Maguire D.J. & Rhind D.W. 2005. *Geographical information systems and science*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Luke 2015a. *Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013*. Avoimien aineistojen tiedostopalvelu. Saatavissa: <http://kartta.luke.fi>
- Luke 2015b. *Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013. Metatieto*. Avoimien aineistojen tiedostopalvelu. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://kartta.luke.fi>
- Luke 2018a. *Ruoka- ja luonnonvaratilastojen e-vuosikirja 2018. Tilastoja maataloudesta, metsäsektorilta sekä kala- ja riistataloudesta*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 59/2018. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-663-6>
- Luke 2018b. Suomen virallinen tilasto (SVT): Hakkuukertymä ja puuston poistuma. Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta. <https://stat.luke.fi/hakkuukertyma-ja-puuston-poistuma> (luettu 28.1.2020)
- Luke 2018c. Teollisuuspuun hakkuut alueittain. Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta. <https://stat.luke.fi/teollisuuspuun-hakkuut-alueittain> (luettu 1.3.2019)
- Luke 2019a. Metsävarat. Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta. <https://stat.luke.fi/metsavarat> (luettu 22.1.2020)
- Luke 2019b. Suomen virallinen tilasto (SVT): Metsänhoito- ja metsänparannustyöt. Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta. <https://stat.luke.fi/metsanhoito-ja-metsanparannustyot> (luettu 28.1.2020)
- Luke 2019c. Suomen virallinen tilasto (SVT): Metsien suojelu. Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta. <https://stat.luke.fi/metsien-suojelu> (luettu 7.4.2020).
- Luke 2020. MELA tulospalvelu – VMI12 (2014–2018). <http://mela2.metla.fi/mela/tupa/index.php> (luettu 23.10.2020)
- Luonnonsuojeluasetus 14.2.1997/160.
- Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096.
- Lyon K., Cottrell S.P., Siikamäki P. & Van Marwijk R. 2011. Biodiversity hotspots and visitor flows in Oulanka National Park, Finland. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism* 11: 100–111.
- Löfman S. & Kouki J. 2001. Fifty years of landscape transformation in managed forests of southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 44–53.
- Maa-aineslaki 24.7.1981/555.

Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132.

Maes J., Egoh B., Willemen L., Liqueste C., Vihervaara P., Schägner J.P., Grizzetti B., Drakou E.G., Notte A.L., Zulian G., Bouraoui F., Luisa Paracchini M., Braat L. & Bidoglio G. 2012a. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1: 31–39, doi:10.1016/j.ecoser.2012.06.004.

Maes J., Paracchini M.L., Zulian G., Dunbar M.B. & Alkemade R. 2012b. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation* 155: 1–12.

Magnani F., Mencuccini M., Borghetti M., Berbigier P., Berninger F., Delzon S., Grelle A., Hari P., Jarvis P.G. & Kolari P. 2007. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. *Nature* 447: 849–851.

Makkonen M., Huttunen S., Primmer E., Repo A. & Hildén M. 2015. Policy coherence in climate change mitigation: An ecosystem service approach to forests as carbon sinks and bioenergy sources. *Forest Policy and Economics* 50: 153–162.

Margules C.R. & Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.

Martínez-Harms M.J. & Balvanera P. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8: 17–25.

Martins C., Andriolo A., Engel M.H., Kinas P.G. & Saito C.H. 2013. Identifying priority areas for humpback whale conservation at Eastern Brazilian Coast. *Ocean & Coastal Management* 75: 63–71.

Mascaro J., Detto M., Asner G.P. & Muller-Landau H.C. 2011. Evaluating uncertainty in mapping forest carbon with airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 115: 3770–3774.

Massaro F., D'Abrusco R., Paggi A., Masetti N., Giroletti M., Tosti G., Smith H.A. & Funk S. 2013. Unveiling the nature of the unidentified gamma-ray sources. V. Analysis of the radio candidates with the kernel density estimation. *The Astrophysical Journal Supplement Series* 209, 10.

Matveinen K., Lilja-Rothsten S., Junninen K., Bäckman M., Eteläaho E., Kajander L., Kammonen A., Korhonen K.T., Lindberg H., Loiskekoski M., Musta I., Nissinen M., Perkiö R., Puntila P., Sahi V., Syrjänen K., Tiitinen-Salmela S. & Tonteri T. 2015. Metsäelinympäristöt. Teoksessa: Kotiaho J.S., Kuusela S., Nieminen E. & Päivinen J. (toim.), *Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa, Suomen ympäristö 8/2015*, Ympäristöministeriö, Helsinki, pp. 100–122.

McGuire A.D., Sitch S., Clein J.S., Dargaville R., Esser G., Foley J., Heimann M., Joos F., Kaplan J. & Kicklighter D.W. 2001. Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century: Analyses of CO₂, climate and land use

- effects with four process-based ecosystem models. *Global Biogeochemical Cycles* 15: 183–206.
- Metsähallitus 2015. *Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet*. SYKE:n avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- Metsäkeskus 2014. *Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedon laatuseloste*. Suomen metsäkeskus, Lahti.
- Metsäkeskus 2015. *Metsätieto metsälain 10 §:n kohteista, ympäristötukikohteista ja muista arvokkaista metsäluontokohteista*. Suomen metsäkeskuksen metsätietojärjestelmä.
- Metsäkeskus 2016a. Keski-Suomen luonnonhoidon alueellinen toteutusohjelma 2016–2020. <https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/totelma-keski-suomi.pdf> (luettu 9.6.2016)
- Metsäkeskus 2016b. *Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedon laatuseloste*. Suomen metsäkeskus, Lahti. Saatavissa: https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/metsavaratiedon_laatuseloste.pdf
- Metsäkeskus 2017. Kunnittaiset metsävaratiedot yksityismetsistä. <https://www.metsakeskus.fi/yksityismetsien-metsavaratieto> (luettu 24.8.2017)
- Metsäkeskus 2019. Luontokohteiden ominaispiirteiden säilyminen yksityismetsien hakkuissa (% luontokohteen pinta-alasta). Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta. <https://stat.luke.fi/metsien-monimuotoisuus> (luettu 26.3.2020)
- Metsäkeskus 2020. Luontolaatutarkastuksen yhteenvetotiedot. Tarkastusvuosi 2018. <https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/luontolaadun-tarkastusraportti-2018.pdf> (luettu 26.3.2020)
- Metsälaki 12.12.1996/1093.
- Mikkonen N., Leikola N., Lahtinen A., Lehtomäki J. & Halme P. 2018. *Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet Suomessa - Puustoisten elinympäristöjen monimuotoisuusarvojen Zonation-analyysien loppuraportti*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 9/2018. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/234359>
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Minkkinen K. 1999. *Effect of forestry drainage on the carbon balance and radiative forcing of peatlands in Finland*. Academic dissertation. University of Helsinki, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:951-45-8757-X>
- MMM 2011. *Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi*. Työryhmämuistio, MMM 1:2011. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-453-625-7>

- MMM 2014. *Valtioneuvoston metsäpoliittinen selonteko 2050*. VNS 1/2014 vp. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-453-822-0>
- MMM 2019. *Kansallinen metsästrategia 2025 – päivitys. Valtioneuvoston periaatepäätös 21.2.2019*. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisu 7/2019. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-453-889-3>.
- Moilanen A., Arponen A., Stokland J.N. & Cabeza M. 2009. Assessing replacement cost of conservation areas: How does habitat loss influence priorities? *Biological Conservation* 142: 575–585.
- Moilanen A., Franco A.M., 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. Biological Sciences* 272: 1885–1891.
- Mola-Yudego B. & Gritten D. 2010. Determining forest conflict hotspots according to academic and environmental groups. *Forest Policy and Economics* 12: 575–580.
- Moore L.V., Roux A.V.D., Evenson K.R., McGinn A.P. & Brines S.J. 2008. Availability of recreational resources in minority and low socioeconomic status areas. *American Journal of Preventive Medicine* 34: 16–22.
- Moran P.A. 1948. The interpretation of statistical maps. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)* 10: 243–251.
- Moran P.A. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37: 17–23.
- Mosser A., Fryxell J.M., Eberly L. & Packer C. 2009. Serengeti real estate: density vs. fitness-based indicators of lion habitat quality. *Ecology Letters* 12: 1050–1060.
- Mpamah P. 2018. *Response of microbial biomass and carbon dynamics to changing hydrological conditions in old peat deposits*. Academic dissertation. JYU dissertations 39. University of Jyväskylä, Jyväskylä. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-39-7606-4>
- Murray A.T. & Grubesh T.H. 2013. Exploring spatial patterns of crime using non-hierarchical cluster analysis. Teoksessa: Leitner M. (toim.), *Crime modeling and mapping using geospatial technologies*, Geotechnologies and the Environment 8, Springer, Dordrecht, the Netherlands, pp. 105–124.
- Murray A.T., Grubesh T.H. & Wei R. 2014. Spatially significant cluster detection. *Spatial Statistics* 10: 103–116, doi:10.1016/j.spasta.2014.03.001.
- Mustajärvi K., Tammi I. & Mäkinen J. 2016. *Kanta-Hämeen ekologinen verkosto*. Hämeen liitto, Hämeenlinna. Saatavissa: https://www.hameenlinna.fi/wp-content/uploads/2019/03/hameen_ekologisten_verkostojen_selvitys_28102016.pdf

- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A. & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Mäkinen K., Palmu J., Teeriaho J., Rönty H., Rauhaniemi T. & Jarva J. 2007. *Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat*. Suomen ympäristö 14/2007. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/38399>
- Mäkinen K., Teeriaho J., Rönty H., Rauhaniemi T. & Sahala L. 2011. *Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat*. Suomen ympäristö 32/2011. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/37025>
- Mäkisara K., Katila M., Peräsaari J. & Tomppo E. 2016. *The Multi-Source National Forest Inventory of Finland – methods and results 2013*. Natural Resources Institute Finland, Helsinki. Saatavissa: <http://jukuri.luke.fi/handle/10024/532147>
- Mälkönen E. & Tamminen P. 2003. Maannostuminen ja maannosten kuvaus. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa, pp. 129–140.
- Mönkkönen M., Juutinen A., Mazziotta A., Miettinen K., Podkopaev D., Reunanen P., Salminen H. & Tikkanen O. 2014. Spatially dynamic forest management to sustain biodiversity and economic returns. *Journal of Environmental Management* 134: 80–89.
- Naef-Daenzer B. 1993. A new transmitter for small animals and enhanced methods of home-range analysis. *The Journal of Wildlife Management* 57: 680–689.
- Naidoo R. & Adamowicz W.L. 2005. Economic benefits of biodiversity exceed costs of conservation at an African rainforest reserve. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 16712–16716.
- Naidoo R. & Ricketts T.H. 2006. Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLoS Biology* 4: e360.
- Naidoo R., Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R.E., Lehner B., Malcolm T.R. & Ricketts T.H. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 9495–9500.
- 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.
- Naidoo R., Malcolm T. & Tomasek A. 2009. Economic benefits of standing forests in highland areas of Borneo: Quantification and policy impacts. *Conservation Letters* 2: 36–45.
- Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D., Chan K., Daily G.C., Goldstein J. & Kareiva P.M. 2009. Modeling multiple ecosystem services,

- biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 4–11.
- Nelson E., Polasky S., Lewis D.J., Plantinga A.J., Lonsdorf E., White D., Bael D. & Lawler J.J. 2008. Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 9471–9476.
- Nelson T.A. & Boots B. 2008. Detecting spatial hot spots in landscape ecology. *Ecography* 31: 556–566, doi:10.1111/j.0906-7590.2008.05548.x.
- Neuvonen M. & Sievänen T. 2011. Ulkoilutilastot 2010. Teoksessa: Sievänen T. & Neuvonen M. (toim.), *Luonnon virkistyskäyttö 2010*, Metlan työraportteja 212, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa, pp. 133–190. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2331-6>
- Newton A.C., Hodder K., Cantarello E., Perrella L., Birch J.C., Robins J., Douglas S., Moody C. & Cordingley J. 2012. Cost-benefit analysis of ecological networks assessed through spatial analysis of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 49: 571–580.
- Noormets A., Epron D., Domec J.C., McNulty S.G., Fox T., Sun G. & King J.S. 2015. Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. *Forest Ecology and Management* 355: 124–140.
- O'Brien S.H., Webb A., Brewer M.J. & Reid J.B. 2012. Use of kernel density estimation and maximum curvature to set Marine Protected Area boundaries: Identifying a Special Protection Area for wintering red-throated divers in the UK. *Biological Conservation* 156: 15–21.
- Ojanen P., Minkkinen K. & Penttilä T. 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management* 289: 201–208.
- Onaindia M., de Manuel B.F., Madariaga I. & Rodríguez-Loinaz G. 2013. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *Forest Ecology and Management* 289: 1–9.
- Opdam P., Steingröver E. & van Rooij S. 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 322–332.
- Openshaw S., Charlton M., Craft A.W. & Birch J.M. 1988. Investigation of leukaemia clusters by use of a geographical analysis machine. *The Lancet* 331: 272–273.
- Openshaw S., Charlton M., Wymer C. & Craft A. 1987. A Mark 1 Geographical Analysis Machine for the automated analysis of point data sets. *International Journal of Geographical Information Systems* 1: 335–358.
- Ord J.K. & Getis A. 1995. Local spatial autocorrelation statistics: distributional issues and an application. *Geographical Analysis* 27: 286–306.

- Orme C.D.L., Davies R.G., Burgess M., Eigenbrod F., Pickup N., Olson V.A., Webster A.J., Ding T., Rasmussen P.C. & Ridgely R.S. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016–1019.
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R., de Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastià M.-T., Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K. & Virtanen R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Pajunen H. (toim.) 2000. *Carbon in Finnish lake sediments*. Special paper 29. Geological Survey of Finland, Espoo. Saatavissa: http://tupa.gtk.fi/julkaisu/specialpaper/sp_029.pdf
- Park B.U. & Marron J.S. 1990. Comparison of data-driven bandwidth selectors. *Journal of the American Statistical Association* 85: 66–72.
- Parviainen J. & Västilä S. 2011. *Suomen metsät 2011. Kestävän metsätalouden kriteereihin ja indikaattoreihin perustuen*. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 5/2011. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-453-665-3>
- Parzen E. 1962. On estimation of a probability density function and mode. *The Annals of Mathematical Statistics* 33: 1065–1076.
- Patenaude G., Milne R. & Dawson T.P. 2005. Synthesis of remote sensing approaches for forest carbon estimation: reporting to the Kyoto Protocol. *Environmental Science & Policy* 8: 161–178.
- Pearson D.L. & Cassola F. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6: 376–391.
- PEFC Suomi 2019. *PEFC Suomi. Vastuullisesti metsästä. PEFC Suomen vuosijulkaisu ja toimintakertomus vuodelta 2018*. PEFC Suomi – Suomen metsäsertifiointi, Helsinki. Saatavissa: https://pefc.fi/wp-content/uploads/2019/03/pefc_vuosijulkaisu2018_netti_190325.pdf
- Peltola A. (toim.) 2014. *Metsätilastollinen vuosikirja 2014*. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2506-8>.
- Peltonen K. & Väliavaara R. 2011. *Turvesoiden luontotutkimukset maakuntakaavoituksessa. Loppuraportti*. Sarja B 178. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/22046-Turvesoiden_luontotutkimukset_loppuraportti.pdf
- Peltoniemi M., Palosuo T., Monni S. & Mäkipää R. 2006. Factors affecting the uncertainty of sinks and stocks of carbon in Finnish forests soils and vegetation. *Forest Ecology and Management* 232: 75–85.

- Phillips S.J., Dudík M. & Schapire R.E. 2017. *Maxent software for modeling species niches and distributions (version 3.4.1)*. Center for Biodiversity and Conservation, American Museum of Natural History (AMNH), New York, NY, USA. Saatavissa:
http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent
- Pihlaja T. 2013. *Keski-Suomen maakunnallisesti tärkeät lintualueet*. Keski-Suomen Lintutieteellinen Yhdistys, Jyväskylä. Saatavissa:
<https://tiedostot.birdlife.fi/alueet/maali/ksly-maali-raportti.pdf>
- Pirkanmaan liitto 2014. *Pirkanmaan ekologinen verkosto 2014*. Pirkanmaan maakuntakaava 2040. Pirkanmaan liitto, Tampere. Saatavissa:
https://maakuntakaava2040.pirkanmaa.fi/sites/default/files/Ekologisen%20verkoston%20_LUONNOS%2022.10.2014.pdf
- Pirkanmaan liitto 2015. *Pirkanmaan ekosysteemipalvelut*. Pirkanmaan liitto, Tampere.
- Pirkanmaan liitto 2016. *Merkittävät kiinteiden muinaisjäännösten keskittymät Pirkanmaalla*. Pirkanmaan maakuntakaava 2040. Pirkanmaan liitto, Tampere. Saatavissa:
https://maakuntakaava2040.pirkanmaa.fi/sites/default/files/Merkittavat_kiinteiden_muinaisjaannosten_keskittymat_Pirkanmaalla_isbn.pdf
- Pitkänen A., Turunen J., Tahvanainen T. & Simola H. 2013. Carbon storage change in a partially forestry-drained boreal mire determined through peat column inventories. *Boreal Environment Research* 18: 223–234.
- Pitkäranta H. 2002. *Maakuntakaavan sisältö ja esitystapa*. Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000. Opas 6. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Pocock M.J.O., Roy H.E., Preston C.D. & Roy D.B. 2015. The Biological Records Centre: A pioneer of citizen science. *Biological Journal of the Linnean Society* 115: 475–493.
- Polasky S., Johnson K., Keeler B., Kovacs K., Nelson E., Pennington D., Plantinga A.J. & Withey J. 2012. Are investments to promote biodiversity conservation and ecosystem services aligned? *Oxford Review of Economic Policy* 28: 139–163.
- Prakasa Rao B. 1983. *Nonparametric functional estimation*. Academic Press, Orlando, FL, USA.
- Prendergast J.R., Quinn R.M., Lawton J.H., Eversham B.C. & Gibbons D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335–337.
- Pressey R.L., Possingham H.P. & Margules C.R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76: 259–267.
- Pressey R.L., Watts M.E., Barrett T.W. & Ridges M.J. 2009. The C-Plan conservation planning system: origins, applications, and possible futures. Teoksessa: Moilanen A., Wilson K.A. & Possingham H.P. (toim.), *Spatial conservation*

- prioritization: quantitative methods and computational tools*, Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 211–234.
- Preston F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: Part I. *Ecology* 43: 185–215.
- Pukkala T. 2011. Optimizing forest management in Finland with carbon subsidies and taxes. *Forest Policy and Economics* 13: 425–434.
- Pykälä J., Jääskeläinen K., Rämä H., Launis A., Vitikainen O. & Puolasmaa A. 2019. Jäkälät. Teoksessa: Hyvärinen E., Juslén A., Kemppainen E., Uddström A. & Liukko U.-M. (toim.), *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*, Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki, pp. 263–312. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/299501>
- Päivinen J., Björkqvist N., Karvonen L., Kaukonen M., Korhonen K.M., Kuokkanen P., Lehtonen H. & Tolonen A. (toim.) 2011. *Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas*. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67. Metsähallitus, Vantaa. Saatavissa: <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1134>
- R Core Team 2020. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Saatavissa: <https://www.r-project.org>
- Rantakari M., Lehtonen A., Linkosalo T., Tuomi M., Tamminen P., Heikkinen J., Liski J., Mäkipää R., Ilvesniemi H. & Sievänen R. 2012. The Yasso07 soil carbon model – Testing against repeated soil carbon inventory. *Forest Ecology and Management* 286: 137–147.
- Rasimäki J. & Känkänen R. 2014. *Kuntien hiilitasekartoitus osa 1*. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 9/2014. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: https://ilmastotyokalut.fi/files/2014/06/hiilitase_osa-1_julkaisu_ymk_2014.pdf
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. (toim.) 2010. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/299499>
- Raudsepp-Hearne C., Peterson G.D. & Bennett E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 5242–5247.
- Raunio A., Schulman A. & Kontula T. 2008. *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristö 8/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/37930>
- Redford K.H. & Adams W.M. 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology* 23: 785–787.
- Reid W.V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology & Evolution* 13: 275–280.

- Repo A., Järvenpää M., Kollin J., Rasinmäki J. & Liski J. 2017. *Yasso15 graphical user-interface manual*. Finnish Meteorological Institute, Helsinki. Saatavissa: <https://en.ilmatieteenlaitos.fi/yasso-publications>
- Repo A., Tuomi M. & Liski J. 2011. Indirect carbon dioxide emissions from producing bioenergy from forest harvest residues. *Global Change Biology. Bioenergy* 3: 107–115.
- Repola J. 2008. Biomass equations for birch in Finland. *Silva Fennica* 42: 605–624.
- Repola J. 2009. Biomass equations for Scots pine and Norway spruce in Finland. *Silva Fennica* 43: 625–647.
- Repola J., Ojansuu R. & Kukkola M. 2007. *Biomass functions for Scots pine, Norway spruce and birch in Finland*. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 53. Finnish Forest Research Institute, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2046-9>
- Rintala J. & Britschgi R. 2015. *Geologiset inventointiaineistot, pohjavesialueet ja kiviaineshuolto maankäytön suunnittelussa*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 19/2015. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/156510>
- Rintala J. & Lonka H. 2013. *Maa-aineslain toimivuuden arviointi*. Luonnonvarat. Suomen ympäristö 12/2013. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/41933>
- Rintala J. 2017. *Kiviaineshuolto ja geologisten muodostumien suojelu maakuntakaavoissa – Varsinais-Suomen, Kymenlaakson ja Etelä-Karjalan alueilla*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 28/2017. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/225263>
- Ros J.P.M., van Minnen J.G. & Arets, E. J. M. M. 2013. *Climate effects of wood used for bioenergy*. PBL publication number 1182, Alterra report 2455. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, the Hague. Saatavissa: <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/266535>
- Rosenblatt M. 1956. Remarks on some nonparametric estimates of a density function. *The Annals of Mathematical Statistics* 27: 832–837.
- Rosenblatt M. 1971. Curve estimates. *The Annals of Mathematical Statistics* 42: 1815–1842.
- Rossi E. & Kuitunen M. 1996. Ranking of habitats for the assessment of ecological impact in land use planning. *Biological Conservation* 77: 227–234.
- Rossi E. 1993. *Ekologinen ympäristöluokitus tiensuunnittelussa*. Tielaitoksen tutkimuksia 3/1993. Tielaitos, Helsinki. Saatavissa: <http://www.doria.fi/handle/10024/139482>
- Roulet N.T. 2000. Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto Protocol: Prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20: 605–615.

- Rudemo M. 1982. Empirical choice of histograms and kernel density estimators. *Scandinavian Journal of Statistics* 9: 65–78.
- Ruiz-Frau A., Hinz H., Edwards-Jones G. & Kaiser M.J. 2013. Spatially explicit economic assessment of cultural ecosystem services: Non-extractive recreational uses of the coastal environment related to marine biodiversity. *Marine Policy* 38: 90–98.
- Russell M.B., Fraver S., Aakala T., Gove J.H., Woodall C.W., D'Amato A.W. & Ducey M.J. 2015. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: a review. *Forest Ecology and Management* 350: 107–128.
- Ryttäri T., Kalliovirta M. & Lampinen R. (toim.) 2012. *Suomen uhanalaiset kasvit*. Tammi, Helsinki.
- Räsänen J., Teeriaho J., Kananen T. & Rönty H. 2019. *Valtakunnallisesti arvokkaat kivikot – Osa 1. Suomen ympäristö 2/2019*. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4795-1>
- Räsänen A. 2014. *Developing and comparing methods for mapping habitat types and conservation values using remote sensing data and GIS methods*. Academic dissertation. Jyväskylä studies in biological and environmental science 284. University of Jyväskylä, Jyväskylä. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-39-5712-4>
- Räsänen A., Lensu A., Tomppo E. & Kuitunen M. 2015. Comparing conservation value maps and mapping methods in a rural landscape in southern Finland. *Landscape Online* 44: 1–19, doi:10.3097/LO.201544.
- Saari V. 1999. Keski-Suomen luonnon historia. Teoksessa: Jokipii M. (toim.), *Keski-Suomen historia 1. Keski-Suomen vanhin historia*, Keski-Suomen liitto, Jyväskylä, pp. 12–28.
- Saarnisto M., Rainio H. & Kutvonen H. (toim.) 1994. *Salpausselkä ja jääkaudet*. Opas 36. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Saatavissa: http://tupa.gtk.fi/julkaisu/opas/op_036.pdf
- Sacchelli S., De Meo I. & Paletto A. 2013. Bioenergy production and forest multifunctionality: a trade-off analysis using multiscale GIS model in a case study in Italy. *Applied Energy* 104: 10–20.
- Sammalteryöryhmä 2017. *Suomen sammalien levinneisyys metsäkasvillisuusvyöhykkeissä ja ELY-keskuksissa*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-fi/luonto/lajit/lajiensuojelutyo/eliotyoryhmat/Sammalteryoryhma/Suomen_sammalet
- Savikko H., Lehtinen K., Tulonen A., Mäkinen J., Räsänen J., Salminen E. & Hokkanen J. 2017. *Keski-Suomen tarkistettu maakuntakaava. Vaikutusten arviointi*. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/25146-2017-04-03_Keski-Suomen_maakuntakaavan_vaiikutusten_arviointi.pdf

- Schimel D.S., Braswell B.H., Holland E.A., McKeown R., Ojima D.S., Painter T.H., Parton W.J. & Townsend A.R. 1994. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. *Global Biogeochemical Cycles* 8: 279–293.
- Schlesinger W.H. & Bernhardt E.S. 2013. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Schmeller D.S. 2008. European species and habitat monitoring: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 17: 3321–3326.
- Scholes R.J., Mace G.M., Turner W., Geller G.N., Jurgens N., Larigauderie A., Muchoney D., Walther B.A. & Mooney H.A. 2008. Toward a global biodiversity observing system. *Science* 321: 1044–1045.
- Schulze E., Koerner C.I., Law B.E., Haberl H. & Luyssaert S. 2012. Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *Global Change Biology. Bioenergy* 4: 611–616.
- Schwenk W.S., Donovan T.M., Keeton W.S. & Nunery J.S. 2012. Carbon storage, timber production, and biodiversity: comparing ecosystem services with multi-criteria decision analysis. *Ecological Applications* 22: 1612–1627.
- Scott D.W. 2015. *Multivariate density estimation. Theory, practice, and visualization*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA.
- Scott J.M., Davis F., Csuti B., Noss R., Butterfield B., Groves C., Anderson H., Caicco S., D'Erchia F. & Edwards T.C., Jr. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123: 1–41.
- Seaman D.E. & Powell R.A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77: 2075–2085.
- Selänne A., Illmer K., Olkio K., Sokka T., Leskisenoja K., Poikonen P. & Eloranta A. 2016. *Vesien tila hyväksi yhdessä. Keski-Suomen vesienhoidon toimenpideohjelma vuosille 2016–2021. Raportteja 14/2016. Keski-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Jyväskylä. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-314-404-0>*
- Seppelt R., Dormann C.F., Eppink F.V., Lautenbach S. & Schmidt S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48: 630–636.
- Sharma A. 2000a. Seasonal to interannual rainfall probabilistic forecasts for improved water supply management: Part 1 – A strategy for system predictor identification. *Journal of Hydrology* 239: 232–239.
- Sharma A. 2000b. Seasonal to interannual rainfall probabilistic forecasts for improved water supply management: Part 3 – A nonparametric probabilistic forecast model. *Journal of Hydrology* 239: 249–258.
- Sharp R., Douglass J., Wolny S., Arkema K., Bernhardt J., Bierbower W., Chaumont N., Denu D., Fisher D., Glowinski K., Griffin R., Guannel G., Guerry A.,

- Johnson J., Hamel P., Kennedy C., Kim C.K., Lacayo M., Lonsdorf E., Mandle L., Rogers L., Silver J., Toft J., Verutes G., Vogl A.L., Wood S. & Wyatt K. 2020. *inVEST 3.8.7.post9+ug.ga50c7f5 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, Stanford, CA, USA. Saatavissa: <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest>
- Sheather S.J. & Jones M.C. 1991. A reliable data-based bandwidth selection method for kernel density estimation. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)* 53: 683–690.
- Sheather S.J. 2004. Density estimation. *Statistical Science* 19: 588–597.
- Siitonen J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Silverman B.W. 1986. *Density estimation for statistics and data analysis*. Chapman & Hall, London, UK.
- Simola H., Pitkänen A. & Turunen J. 2012. Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science* 63: 798–807.
- Smolander A. 2003. Metsämaan orgaaninen aine. Teoksessa: Mälikönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa, pp. 81–90.
- Snäll T., Kindvall O., Nilsson J. & Pärt T. 2011. Evaluating citizen-based presence data for bird monitoring. *Biological Conservation* 144: 804–810.
- Soille P. & Vogt P. 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters* 30: 456–459.
- Somogyi Z., Cienciala E., Mäkipää R., Muukkonen P., Lehtonen A. & Weiss P. 2007. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research* 126: 197–207.
- SopS 14/2006. Eurooppalainen maisemayleissopimus.
- SopS 75/2016. Ilmastonmuutosta koskevaan Yhdistyneiden Kansakuntien puitesopimukseen liittyvä Pariisin sopimus.
- SopS 78/1994. Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus.
- Statistics Finland 2020. *Greenhouse gas emissions in Finland. 1990 to 2018. National Inventory Report under the UNFCCC and the Kyoto Protocol. Submission to the European Union*. Statistics Finland, Helsinki. Saatavissa: https://www.stat.fi/static/media/uploads/tup/fi_nir_eu_2018_2020-03-15.pdf
- Strassburg B.B., Kelly A., Balmford A., Davies R.G., Gibbs H.K., Lovett A., Miles L., Orme C.D.L., Price J. & Turner R.K. 2010. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. *Conservation Letters* 3: 98–105.
- Sullivan B.L., Aycrigg J.L., Barry J.H., Bonney R.E., Bruns N., Cooper C.B., Damoulas T., Dhondt A.A., Dietterich T., Farnsworth A., Fink D., Fitzpatrick

- J.W., Fredericks T., Gerbracht J., Gomes C., Hochachka W.M., Iliff M.J., Lagoze C., La Sorte F.A., Merrifield M., Morris W., Phillips T.B., Reynolds M., Rodewald A.D., Rosenberg K.V., Trautmann N.M., Wiggins A., Winkler D.W., Wong W.-K., Wood C.L., Yu J. & Kelling S. 2014. The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. *Biological Conservation* 169: 31–40.
- Sullivan B.L., Wood C.L., Iliff M.J., Bonney R.E., Fink D. & Kelling S. 2009. eBird: A citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation* 142: 2282–2292.
- Suomen lajitietokeskus 2019. Kantoraippasammal – *Crossocalyx hellerianus*. <https://laji.fi/taxon/MX.44235> (luettu 28.11.2019)
- Suomen Luonnonsuojeluliiton Keski-Suomen piiri 2020. Suojeluesitykset. <https://www.sll.fi/keski-suomi/luonto-ja-ymparisto/metsiensuojelu/suojeluesitykset> (luettu 6.8.2020)
- Suomen Luonnonsuojeluliitto 2016. *SuoMaa-alueen suojelu- ja ennallistamisesitys 2016*. Google Maps. Saatavissa: https://old.sll.fi/mita-me-teemme/suot/suomaa/SuoMaa_aloite
- Suomen luonnonsuojeluliitto 2016. *Suomenselän ja Maanselän suojelu- ja ennallistamisesitys*. Suomen luonnonsuojeluliitto, Helsinki. Saatavissa: <https://www.sll.fi/app/uploads/2018/08/Suojelu-ja-ennallistamiesityksen-raportti-2016-1.pdf>
- SYKE & GTK 2012. *Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE & GTK 2015. *Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE & GTK 2020. *Valtakunnallisesti arvokkaat kivikot*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE 2010a. *Luonnonsuojeluohjelma-alueet*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE 2010b. *Koskiensuojelulailla suojellut vesistöt*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE 2014a. *Corine maanpeite 2012*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE 2014b. *Kantoraippasammal*. SYKEN lajiesittelyt. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/lajit>
- SYKE 2014c. *Kalliokeuhkojäkäliä*. SYKEN lajiesittelyt. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/lajit>
- SYKE 2015a. *Natura 2000 -alueet*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>

- SYKE 2015b. *Sirppikäppä*. SYKEN lajiesittelyt. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/lajit>
- SYKE 2015c. *Vuoripussisammal*. SYKEN lajiesittelyt. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/lajit>
- SYKE 2016a. *Natura 2000 -alueet*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE 2016b. Alueellisesti uhanalaisista lajeista 2010. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Lajit/Uhanalaiset_lajit/Suomen_lajien_Punainen_lista_2010/Alueellisesti_uhanalaisista_lajeista_2010 (luettu 18.1.2016)
- SYKE 2016c. *Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE 2017. SYKEN metatietopalvelu. <http://metatieto.ymparisto.fi> (luettu 24.10.2017)
- SYKE 2018a. *Corine maanpeite 2018*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>.
- SYKE 2018b. *Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet 2018 (Zonation)*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- SYKE 2020. *Pohjavesialueet*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <https://www.syke.fi/avointieto>.
- SYKE, Metsähallitus & ELY-keskukset 2016a. *Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON*.
- SYKE, Metsähallitus & ELY-keskukset 2016b. *Soidensuojelun täydennys ehdotus, Etelä-Suomi ja valtionmaan toteutuneet kohteet*. SYKEN avoimen tiedon palvelu. Saatavissa: <http://www.syke.fi/avointieto>
- Söderman T., Yli-Pelkonen V., Kopperoinen L., Saarela S., Väre S., Shemeikka P., Oinonen K. & Niemelä J. 2012. *Kestävät kaupunkiseudut – taustamateriaalia ekosysteemipalveluja ja viherrakennetta koskeville kriteereille ja mittareille*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 27/2012. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/39709>
- Taakanjakoasetus 2018/842. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EU) 2018/842 sitovista vuotuisista kasvihuonekaasupäästöjen vähennyksistä jäsenvaltioissa vuosina 2021–2030, joilla edistetään ilmastotoimia Pariisin sopimuksen sitoumusten täyttämiseksi, sekä asetuksen (EU) N:o 525/2013 muuttamisesta. EUVL L 156/26, 19.5.2018. Saatavissa: <http://data.europa.eu/eli/reg/2018/842/oj>
- TEEB 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economic foundations*. Earthscan, London, UK.
- Terrell G.R. & Scott D.W. 1992. Variable kernel density estimation. *The Annals of Statistics* 20: 1236–1265.

- Thakali L., Kwon T.J. & Fu L. 2015. Identification of crash hotspots using kernel density estimation and kriging methods: a comparison. *Journal of Modern Transportation* 23: 93–106.
- Thomas S.C. & Martin A.R. 2012. Carbon content of tree tissues: a synthesis. *Forests* 3: 332–352, doi:10.3390/f3020332.
- Tiainen J., Mikkola-Roos M., Below A., Jukarainen A., Lehtikoinen A., Lehtiniemi T., Pessa J., Rajasärkkä A., Rintala J., Sirkiä P. & Valkama J. 2016. *Suomen lintujen uhanalaisuus 2015 – The 2015 Red List of Finnish Bird Species*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/159435>
- Tilastokeskus 2019. Suomen virallinen tilasto (SVT): Energian hankinta ja kulutus. <http://www.stat.fi/til/ehk/index.html> (luettu 22.1.2020)
- Timonen J., Gustafsson L., Kotiaho J.S. & Mönkkönen M. 2011. Hotspots in cold climate: Conservation value of woodland key habitats in boreal forests. *Biological Conservation* 144: 2061–2067.
- Tomppo E., Katila M., Mäkisara K. & Peräsaari J. 2014. *The multi-source national forest inventory of Finland – methods and results 2011*. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 319. Finnish Forest Research Institute, Vantaa. Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2014/mwp319.htm>
- Triviño M., Juutinen A., Mazziotta A., Miettinen K., Podkopaev D., Reunanen P. & Mönkkönen M. 2015. Managing a boreal forest landscape for providing timber, storing and sequestering carbon. *Ecosystem Services* 14: 179–189, doi:10.1016/j.ecoser.2015.02.003.
- Triviño M., Pohjanmies T., Mazziotta A., Juutinen A., Podkopaev D., Le Tortorec E. & Mönkkönen M. 2017. Optimizing management to enhance multifunctionality in a boreal forest landscape. *Journal of Applied Ecology* 54: 61–70.
- Tuomi M., Rasinmäki J., Repo A., Vanhala P. & Liski J. 2011. Soil carbon model Yasso07 graphical user interface. *Environmental Modelling & Software* 26: 1358–1362.
- Turner R.K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V. & Georgiou S. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46: 493–510.
- Turner W.R., Brandon K., Brooks T.M., Costanza R., Da Fonseca G.A. & Portela R. 2007. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *Bioscience* 57: 868–873.
- Turunen J. 2008. Development of Finnish peatland area and carbon storage 1950–2000. *Boreal Environment Research* 13: 319–334.

- Turunen J., Tomppo E., Tolonen K. & Reinikainen A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – application to boreal and subarctic regions. *The Holocene* 12: 69–80.
- Tyrväinen L., Mäntymaa E. & Ovaskainen V. 2014. Demand for enhanced forest amenities in private lands: The case of the Ruka-Kuusamo tourism area, Finland. *Forest Policy and Economics* 47: 4–13.
- Työ- ja elinkeinoministeriö, maa- ja metsätalousministeriö & ympäristöministeriö 2014. *Kestävää kasvua biotaloudesta. Suomen biotalousstrategia*. Työ- ja elinkeinoministeriö, Helsinki. Saatavissa: http://www.biotalous.fi/wp-content/uploads/2015/01/Suomen_biotalousstrategia_2014.pdf
- Uusitalo A. 2006. *Ekologisesti arvokkaiden alueiden huomioiminen maakuntakaavoituksessa*. Sarja B 157. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/933-ekologiset_vyohykkeet.pdf
- Uusitalo A. 2007. *Kylien kaunokit, soiden sarat. Keski-Suomen uhanalaiset kasvit*. Keski-Suomen ympäristökeskus, Jyväskylä.
- Valouev A., Johnson D.S., Sundquist A., Medina C., Anton E., Batzoglou S., Myers R.M. & Sidow A. 2008. Genome-wide analysis of transcription factor binding sites based on ChIP-Seq data. *Nature Methods* 5: 829–834.
- Valtion ympäristöhallinto 2015. Punaisen listan verkkopalvelu. Ympäristötietojärjestelmä. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Lajit/Uhanalaiset_lajit/Suomen_lajien_Punainen_lista_2010/Punaisen_listan_verkkopalvelu_2010 (luettu 31.3.2016)
- Valtioneuvoston asetus kestävän metsätalouden rahoituksesta 13.5.2015/594.
- Valtioneuvoston asetus maa-ainesten ottamisesta 24.11.2005/926.
- Van der Werf, Guido R., Morton D.C., DeFries R.S., Olivier J.G., Kasibhatla P.S., Jackson R.B., Collatz G.J. & Randerson J.T. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience* 2: 737–738.
- Van Jaarsveld A.S., Freitag S., Chown S.L., Muller C., Koch S., Hull H., Bellamy C., Kruger M., Endrody-Younga S., Mansell M.W. & Scholtz C.H. 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279: 2106–2108.
- Vesilaki 27.5.2011/587.
- VNK 2008. Valtioneuvoston päätös valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden tarkistamisesta 13.11.2008.
- VNK 2009. *Valtioneuvoston tulevaisuusselonteko ilmasto- ja energiapolitiikasta: kohti vähäpäästöistä Suomea*. VNS 8/2009 vp. Valtioneuvoston kanslian julkaisusarja 28/2009. Valtioneuvoston kanslia, Helsinki. Saatavissa: <https://vnk.fi/julkaisu?pubid=3752>

- VNK 2012a. Valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta 30.8.2012.
- VNK 2012b. Valtioneuvoston periaatepäätös luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön strategiasta vuosiksi 2012–2020, Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi, 20.12.2012.
- VNK 2017. Valtioneuvoston päätös valtakunnallisista alueidenkäyttötavoitteista 14.12.2017.
- VNK 2019. *Pääministeri Sanna Marinin hallituksen ohjelma 10.12.2019. Osallistava ja osaava Suomi – sosiaalisesti, taloudellisesti ja ekologisesti kestävä yhteiskunta*. Valtioneuvoston julkaisuja 31/2019. Valtioneuvosto, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-808-3>
- Väliavaara R. 2017. *Valtakunnalliseen suojeluverkostoon kuulumattomat Keski-Suomen maakuntakaavan luontokohteet*. Keski-Suomen liitto, Jyväskylä. Saatavissa: https://keskisuomi.fi/wp-content/uploads/sites/3/2020/09/24728-Maakunnallisesti_arvokkaat_suojelukohdeet_RAPORTTI.pdf
- Wendland K.J., Honzák M., Portela R., Vitale B., Rubinoff S. & Randrianarisoa J. 2010. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecological Economics* 69: 2093–2107.
- Williams P., Gibbons D., Margules C., Rebelo A., Humphries C. & Pressey R. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* 10: 155–174.
- Worton B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling* 38: 277–298.
- Worton B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168.
- Worton B.J. 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *The Journal of Wildlife Management* 59: 794–800.
- Wunder S. 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* 21: 48–58.
- WWF Suomi, Luonto-Liitto, Suomen luonnonsuojeluliitto, Greenpeace & BirdLife Suomi 2012. *Kansallisomaisuus turvaan -esityksen kohteiden karttarajaukset*. Saatavissa: <https://wwf.fi/alueet/suomen-metsat/kansallisomaisuus-turvaan>
- Xiao Y., Ouyang Z., Xu W., Xiao Y., Zheng H. & Xian C. 2016. Optimizing hotspot areas for ecological planning and management based on biodiversity and ecosystem services. *Chinese Geographical Science* 26: 256–269.
- Ylisirniö A., Mönkkönen M., Hallikainen V., Ranta-Maunus T. & Kouki J. 2016. Woodland key habitats in preserving polypore diversity in boreal forests:

- Effects of patch size, stand structure and microclimate. *Forest Ecology and Management* 373: 138–148.
- YM 2000a. *Maakuntakaavamerkinnot ja -määräykset*. Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000. Opas 10. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- YM 2003b. *Yleiskaavamerkinnot ja -määräykset*. Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000. Opas 11. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- YM 2017. *Uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelma*. Suomen ympäristö 2/2017. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4724-1>
- Ympäristöministeriön asetus maankäyttö- ja rakennuslain mukaisissa kaavoissa käytettävistä merkinnöistä 31.3.2000/342.
- Ympäristöministeriön asetus Natura 2000 -verkostoon kuuluvien alueiden luettelosta 27.3.2015/354.
- Ympäristönsuojelulaki 27.6.2014/527.
- Yrjönen K. 2004. *Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitusta yksityismetsissä 1998–2004. Loppuraportti*. MMM:n julkaisuja 9/2004. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:952-453-178-X>
- Zhang X., Lu H. & Holt J.B. 2011. Modeling spatial accessibility to parks: a national study. *International Journal of Health Geographics* 10, 31, doi:10.1186/1476-072X-10-31.
- Zhang Y., Wang J. & Wang X. 2014. Review on probabilistic forecasting of wind power generation. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 32: 255–270.
- Zhu X., Pfueller S., Whitelaw P. & Winter C. 2010. Spatial differentiation of landscape values in the Murray River region of Victoria, Australia. *Environmental Management* 45: 896–911.
- Äijälä O., Koistinen A., Sved J., Vanhatalo K. & Väisänen P. (toim.) 2019. *Metsänhoidon suositukset*. Tapion julkaisuja. Tapio, Helsinki. Saatavissa: https://tapio.fi/wp-content/uploads/2020/09/Metsanhoidon_suosituksset_Tapio_2019.pdf
- Östlund L., Zackrisson O. & Axelsson A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198–1206.

LIITE 1. Luontokohteiden määrä ja pinta-ala

Taulukko 1. Tiheyden estimoinnissa käytettyjen arvokkaiden luontokohteiden määrät (N) ja kokonaispinta-alat (A). Tähdellä (*) merkityissä pinta-aloissa kohteiden päällekkäiset alueet on huomioitu vain kerran. Lähteet: SYKE 2010a, 2015a, 2016c, SYKE ja GTK 2012, 2015, Metsäkeskus 2015, Metsähallitus 2015, SYKE ym. 2016b.

Arvokkaat luontokohteet	Keski-Suomi + 10 km		Keski-Suomi	
	N	A (km ²)	N	A (km ²)
Luonnonsuojeluohjelma-alueet	277	868,9	205	548,2
Natura 2000 -alueet	214	1198,1	150	856,0
Luonnonsuojelualueet yksityisomistuksessa olevilla mailla	1353	133,2	1042	98,6
Luonnonsuojelualueet valtion mailla ja soidensuojelun toteutetut lisäkohteet	82	253,0	53	156,3
Arvokkaat suoalueet	190	188,4*	136	117,6*
Soidensuojelun täydennysehdotukset	93	71,8	73	47,7
Valtakunnallisesti arvokkaat geologiset muodostumat	241	326,0*	167	205,9*
Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat	65	57,2	43	32,5
Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet	142	247,7	99	159,6
Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat	20	7,1	16	4,0
Arvokkaat metsikkökuviot yksityisomistuksessa olevilla mailla	24 765	173,3	17 399	108,0
Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (METE-kohteet)	14 317	80,9	10 171	57,2
Kemera-lain mukaisen ympäristötuen kohteet	3778	32,0	2881	23,9
METSO-ohjelmaan mahdollisesti soveltuvat kohteet	2132	14,3	1528	9,8
Muut arvokkaat elinympäristöt	10 628	93,0	7409	51,8
Arvokkaat luontokohteet (yhteensä)	27 011	2004,7*	19 080	1333,0*

LIITE 2. Uhanalaiset ja harvinaiset lajit

Taulukko 1. Uhanalaiset ja harvinaiset lajit, jotka on havaittu tutkimusalueella (Keski-Suomi + 10 km) vuosina 2000–2015. Kullekin lajille esitetään eliöryhmä, uhanalaisuusluokka, ensisijainen elinympäristö ja havaintomäärä (N). Lajihavaintoja on seuraavista eliöryhmistä: nisäkkäät (MA), sammakkoeläimet (AM), hämähäkkieläimet (AR), linnut (AV), sammaleet (BR), kovakuoriaiset (CO), kaksisiipiset (DI), sienet (FU), luteet (HE), yhtäläissiipiset (HO), pistiäiset (HY), perhoset (LE), jäkälät (LI), nilviäiset (MO), sudenkorennot (OD), koskikorennot (PP), ripsiäiset (TH), vesiperhoset (TP) ja putkilokasvit (VA). Valtakunnallisen uhanalaisuusarvioinnin luokat ovat äärimmäisen uhanalainen (CR), erittäin uhanalainen (EN), vaarantunut (VU), silmälläpidettävä (NT), elinvoimainen (LC), puutteellisesti tunnettu (DD), arviointiin soveltumaton (NA) ja arvioimatta jätetty (NE). Valtakunnallisen uhanalaisuuden lisäksi ilmoitetaan, jos laji on määritetty tutkimusalueella alueellisesti uhanalaiseksi (RT) tai luontoarvoja osoittavaksi (L) lajiksi vähintään yhdellä metsäkasvillisuusvyöhykkeen osa-alueella ja jos laji on maakunnallisesti uhanalainen Keski-Suomessa (M). Ensisijainen elinympäristö esitetään vain silloin, kun se oli määritetty Punaisen listan verkkopalvelussa ja elinympäristönä olivat vanhat metsät, lehdot, letot, korvet, kalliot, purot tai lähteiköt. Vanhat metsät jaettiin vanhoihin korpiin, vanhoihin lehtoihin ja muihin vanhoihin metsiin. Lähteet: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON (SYKE ym. 2016a), Punaisen listan verkkopalvelu (valtion ympäristöhallinto 2015), uhanalaisuusarviointit (Uusitalo 2007, sammaltöryhmä 2015, Liukko ym. 2016, Tiainen ym. 2016).

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N	Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Acanthinula aculeata</i>	MO	NT	Lehdot	2	<i>Agrostis clavata</i>	VA	VU	Lehdot	1
<i>Acer platanoides</i>	VA	LC, RT		11	<i>Alcis jubatus</i>	LE	NT		1
<i>Aclypea opaca</i>	CO	NT		1	<i>Alectoria sarmentosa</i> ssp. <i>sarmentosa</i>	LI	NT, RT		17
<i>Acrocera orbiculus</i>	DI	NT		1	<i>Aleochara peeziiana</i>	CO	NT		1
<i>Actaea erythrocarpa</i>	VA	LC, RT	Lehdot	10	<i>Allandrus undulatus</i>	CO	LC		3
<i>Actitis hypoleuca</i>	AV	LC		37	<i>Allium oleraceum</i>	VA	LC, RT		11
<i>Aculepeira ceropegia</i>	AR	VU		24	<i>Aloconota languida</i>	CO	VU		1
<i>Aeshna viridis</i>	OD	LC		3	<i>Amblystegium radicale</i>	BR	NT, RT	Korvet	2
<i>Agathidium pallidum</i>	CO	LC	Vanhat metsät	9	<i>Amblystegium subtile</i>	BR	NT, RT, L	Vanhat lehdot	8
<i>Agrimonia pilosa</i>	VA	EN		11					

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Ampedus nigroflavus</i>	CO	LC		1
<i>Ampedus suecicus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	1
<i>Amylocorticium subincarnatum</i>	FU	VU	Vanhat metsät	1
<i>Amylocystis lapponica</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	21
<i>Anacaena globulus</i>	CO	VU	Lähteiköt	2
<i>Anaclileia dziedickii</i>	DI	VU	Vanhat metsät	2
<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	BR	NT, RT, L	Vanhat metsät	211
<i>Anastrophyllum michauxii</i>	BR	VU	Kalliot	10
<i>Andreaea crassinervia</i>	BR	LC	Kalliot	2
<i>Andrena coitana</i>	HY	VU		1
<i>Aneura maxima</i>	BR	VU	Lähteiköt	7
<i>Aneurys avenius</i>	HE	LC		2
<i>Anomodon viticulosus</i>	BR	LC, L	Kalliot	1
<i>Anomoloma albolutescens</i>	FU	VU	Vanhat metsät	1
<i>Anomoloma myceliosum</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	1
<i>Anomoporia bombycina</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	10
<i>Antennaria dioica</i>	VA	NT		29
<i>Anthelia juratzkana</i>	BR	LC, RT		1
<i>Anthonomus undulatus</i>	CO	NT	Lehdot	1
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>lapponica</i>	VA	NT, RT		4
<i>Antrodia albobrunnea</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	69
<i>Antrodia crassa</i>	FU	EN	Vanhat metsät	3
<i>Antrodia infirma</i>	FU	VU	Vanhat metsät	3
<i>Antrodia mellita</i>	FU	NT	Vanhat lehdot	18
<i>Antrodia pulvinascens</i>	FU	VU	Vanhat metsät	13
<i>Antrodiella americana</i>	FU	NT	Lehdot	3
<i>Antrodiella citrinella</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	12
<i>Aphodius foetens</i>	CO	NT		5
<i>Aphodius plagiatus</i>	CO	VU		1
<i>Aphodius pusillus</i>	CO	NT		1
<i>Aquarius najas</i>	HE	LC	Purot	1

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Aradus erosus</i>	HE	LC	Vanhat metsät	1
<i>Aradus truncatus</i>	HE	NT	Vanhat metsät	7
<i>Araneus angulatus</i>	AR	NT		1
<i>Araneus saevus</i>	AR	LC		1
<i>Arctium lappa</i>	VA	LC, RT, M		1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	VA	LC, M		5
<i>Artemisia absinthium</i>	VA	LC, RT		5
<i>Arthonia leucopellaea</i>	LI	VU	Korvet	23
<i>Aspitates gilvaria</i>	LE	VU		5
<i>Asplenium septentrionale</i>	VA	LC, M		1
<i>Asplenium trichomanes</i> ssp. <i>trichomanes</i>	VA	LC, M		16
<i>Asterella gracilis</i>	BR	LC, L	Kalliot	1
<i>Astragalus alpinus</i> ssp. <i>arcticus</i>	VA	LC, RT, M		10
<i>Atomaria bescidica</i>	CO	NT	Vanhat metsät	1
<i>Atomaria elongatula</i>	CO	LC	Vanhat metsät	1
<i>Atrecus longiceps</i>	CO	LC	Vanhat lehdot	1
<i>Aythya ferina</i>	AV	EN		1
<i>Bacidia igniarii</i>	LI	VU	Vanhat metsät	2
<i>Bacidia laurocerasi</i>	LI	EN	Vanhat metsät	1
<i>Bartramia halleriana</i>	BR	LC, RT	Kalliot	2
<i>Bazzania tricenata</i>	BR	NT, RT, L	Kalliot	7
<i>Bazzania trilobata</i>	BR	LC, L	Kalliot	4
<i>Bidens cernua</i>	VA	LC		1
<i>Blindia acuta</i>	BR	LC, RT, L	Purot	3
<i>Bolbitius reticulatus</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	2
<i>Boloria freija</i>	LE	NT		7
<i>Boloria frigga</i>	LE	LC		2
<i>Boreotettix bidentatus</i>	HO	NT	Letot	1
<i>Boros schneideri</i>	CO	VU	Vanhat metsät	1
<i>Botaurus stellaris</i>	AV	LC		1

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Botrychium lanceolatum</i>	VA	VU		10
<i>Botrychium lunaria</i>	VA	NT, RT		97
<i>Botrychium matricariifolium</i>	VA	EN		2
<i>Botrychium multifidum</i>	VA	NT, RT		41
<i>Bovista aestivalis</i>	FU	VU		1
<i>Breidleria pratensis</i>	BR	LC, RT		3
<i>Bryoria fremontii</i>	LI	NT		1
<i>Bryum klinggraeffii</i>	BR	LC		1
<i>Bubo bubo</i>	AV	EN	Kalliot	1
<i>Butomus umbellatus</i>	VA	LC, RT		2
<i>Calicium adpersum</i>	LI	VU	Vanhat metsät	1
<i>Calitys scabra</i>	CO	LC	Vanhat metsät	4
<i>Callicladium haldanianum</i>	BR	LC, RT, L	Purot	13
<i>Calliergon richardsonii</i>	BR	LC, L	Letot	3
<i>Calypogeia fissa</i>	BR	NT, RT	Purot	3
<i>Calypogeia muelleriana</i>	BR	LC, RT, L	Vanhat metsät	7
<i>Calypogeia suecica</i>	BR	VU	Vanhat metsät	27
<i>Campanula cervicaria</i>	VA	VU		197
<i>Campyliadelphus chrysophyllus</i>	BR	LC, L	Kalliot	1
<i>Campylium protensum</i>	BR	LC, RT	Lehdot	11
<i>Campylophyllum calcareum</i>	BR	LC, RT	Kalliot	2
<i>Carex appropinquata</i>	VA	VU	Letot	1
<i>Carex buxbaumii</i> ssp. <i>buxbaumii</i>	VA	LC, RT		9
<i>Carex buxbaumii</i> ssp. <i>mutica</i>	VA	LC		2
<i>Carex cespitosa</i>	VA	LC, M		4
<i>Carex dioica</i>	VA	LC, RT		47
<i>Carex disperma</i>	VA	NT, RT	Korvet	57
<i>Carex elongata</i>	VA	LC		1
<i>Carex ericetorum</i>	VA	LC, RT, M		3
<i>Carex heleonastes</i>	VA	VU	Letot	1
<i>Carex laxa</i>	VA	NT, RT		2

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Carex livida</i>	VA	LC, RT, M	Letot	39
<i>Carex loliacea</i>	VA	LC, RT	Korvet	15
<i>Carex panicea</i>	VA	LC, RT, M	Letot	2
<i>Carex pseudocyperus</i>	VA	LC, M		5
<i>Carex rhynchophysa</i>	VA	NT, RT	Korvet	9
<i>Carex riparia</i>	VA	NT	Korvet	2
<i>Carex tenuiflora</i>	VA	LC, RT, M		4
<i>Carlina biebersteinii</i>	VA	EN		2
<i>Carphoborus cholodkovskyi</i>	CO	VU	Vanhat metsät	3
<i>Carychium minimum</i>	MO	LC	Lehdot	2
<i>Centaurea scabiosa</i>	VA	LC, M		27
<i>Cephalozia macounii</i>	BR	CR	Vanhat korvet	6
<i>Ceraceomyces violascens</i>	FU	LC	Korvet	2
<i>Ceratocombus corticalis</i>	HE	VU	Vanhat metsät	6
<i>Cercyon castaneipennis</i>	CO	LC		2
<i>Ceriana conopsoidea</i>	DI	NT	Vanhat metsät	1
<i>Ceriporia excelsa</i>	FU	NT	Lehdot	2
<i>Ceriporiopsis aneirina</i>	FU	NT	Lehdot	4
<i>Ceruchus chrysomelinus</i>	CO	EN	Vanhat metsät	1
<i>Cerylon impressum</i>	CO	NT	Vanhat metsät	7
<i>Cetrelia cetrarioides</i>	LI	EN	Kalliot	1
<i>Cetrelia olivetorum</i>	LI	EN	Kalliot	2
<i>Chaenotheca chlorella</i>	LI	NT, RT	Vanhat metsät	4
<i>Chaenotheca gracilentia</i>	LI	VU	Vanhat metsät	16
<i>Chaenotheca gracillima</i>	LI	NT, RT	Vanhat metsät	2
<i>Chaenotheca phaeocephala</i>	LI	VU	Vanhat lehdot	3
<i>Chaenotheca stemonea</i>	LI	VU	Vanhat metsät	4
<i>Chaenotheca subroscida</i>	LI	NT, RT	Vanhat metsät	3
<i>Chaenothecopsis epithallina</i>	LI	NT	Vanhat metsät	2
<i>Chaetophora spinosa</i>	CO	LC		4
<i>Chalcosyrphus piger</i>	DI	VU	Vanhat metsät	2

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Chimaphila umbellata</i>	VA	NT, RT, M		17
<i>Chlorenchocelia versiformis</i>	FU	NT, RT	Vanhat lehdot	5
<i>Chrysis longula</i>	HY	NT		1
<i>Chrysis ruddii</i>	HY	NT		2
<i>Chrysis subcoriacea</i>	HY	NT		1
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	VA	LC		9
<i>Cinclidium stygium</i>	BR	LC, RT	Letot	6
<i>Cinereomyces lenis</i>	FU	NT	Vanhat metsät	78
<i>Cinna latifolia</i>	VA	NT	Lehdot	55
<i>Cionus nigritarsis</i>	CO	NT		1
<i>Circaea alpina</i>	VA	LC		12
<i>Cis fissicornis</i>	CO	LC	Vanhat metsät	10
<i>Cis submicans</i>	CO	LC	Vanhat metsät	4
<i>Cixidia lapponica</i>	HO	LC		1
<i>Cladonia norvegica</i>	LI	NT, RT	Vanhat metsät	2
<i>Cladonia parasitica</i>	LI	VU	Vanhat metsät	1
<i>Clausilia dubia</i>	MO	CR	Lehdot	2
<i>Cnestrum schisti</i>	BR	LC, L	Kalliot	2
<i>Coeloglossum viride</i>	VA	LC, RT, M		73
<i>Collema furfuraceum</i>	LI	NT, RT		2
<i>Collema occultatum</i> var. <i>occultatum</i>	LI	NT	Vanhat metsät	1
<i>Combocerus glaber</i>	CO	EN		1
<i>Conocephalum salebrosum</i>	BR	VU	Kalliot	2
<i>Corallorhiza trifida</i>	VA	LC, RT	Korvet	10
<i>Cornutrypeta superciliata</i>	DI	VU		1
<i>Corticeus fraxini</i>	CO	NT	Vanhat metsät	7
<i>Corticeus longulus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	2
<i>Corydalis intermedia</i>	VA	LC, RT, M		2
<i>Corylus avellana</i>	VA	LC, RT, M		5
<i>Corynocera oliveri</i>	DI	NT		1
<i>Cosmotettix edwardsi</i>	HO	NT		1

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Cosmotettix evanescens</i>	HO	NT		1
<i>Cossonus cylindricus</i>	CO	VU	Vanhat metsät	4
<i>Cossonus parallelepipedus</i>	CO	CR	Vanhat metsät	1
<i>Crassula aquatica</i>	VA	VU		3
<i>Crepidotus applanatus</i>	FU	NT	Lehdot	1
<i>Crepidotus inhonestus</i>	FU	LC, RT	Lehdot	1
<i>Crossocerus barbipes</i>	HY	NT		2
<i>Crustoderma corneum</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	8
<i>Crustoderma dryinum</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	5
<i>Cryptocephalus aureolus</i>	CO	LC		1
<i>Cryptocephalus coryli</i>	CO	LC		3
<i>Cryptophagus fuscicornis</i>	CO	NT	Vanhat lehdot	1
<i>Cryptophagus lysholmi</i>	CO	LC	Vanhat metsät	2
<i>Cryptothallus mirabilis</i>	BR	EN	Lähteiköt	3
<i>Ctenophora guttata</i>	DI	NT	Vanhat lehdot	1
<i>Cucujus cinnaberinus</i>	CO	CR	Vanhat metsät	7
<i>Curimopsis setigera</i>	CO	LC		1
<i>Cuscuta europaea</i> ssp. <i>europaea</i>	VA	LC, RT, M		2
<i>Cynodontium suecicum</i>	BR	NT, RT	Kalliot	8
<i>Cyphea latiuscula</i>	CO	LC	Vanhat metsät	1
<i>Cyphelium inquinans</i>	LI	NT		1
<i>Cyphelium karelicum</i>	LI	VU	Vanhat metsät	4
<i>Dactylorhiza incarnata</i> ssp. <i>incarnata</i>	VA	VU	Letot	130
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	VA	VU	Letot	24
<i>Delphacodes capnodes</i>	HO	NT		2
<i>Dendrocopos minor</i>	AV	LC	Lehdot	1
<i>Dentipellis fragilis</i>	FU	NT	Lehdot	2
<i>Deraeocoris punctulatus</i>	HE	NT		2
<i>Dianthus arenarius</i> ssp. <i>borussicus</i>	VA	EN		1
<i>Dianthus deltoides</i>	VA	NT, RT		285

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Dianthus superbus</i>	VA	LC		1
<i>Dichelyma capillaceum</i>	BR	EN	Purot	4
<i>Dichomitus squalens</i>	FU	VU	Vanhat metsät	1
<i>Dicranella humilis</i>	BR	NT, L		1
<i>Dicranodontium denudatum</i>	BR	CR	Kalliot	1
<i>Dicranomyia aperta</i>	DI	NT	Letot	1
<i>Dicranum angustum</i>	BR	LC, RT	Letot	2
<i>Dicranum flagellare</i>	BR	LC	Vanhat metsät	1
<i>Dicranum leioneuron</i>	BR	LC, RT		3
<i>Dicranum viride</i>	BR	EN	Vanhat lehdot	1
<i>Dictyla convergens</i>	HE	NT		2
<i>Didymodon rigidulus</i>	BR	LC, RT	Kalliot	1
<i>Dinothenarus pubescens</i>	CO	VU		1
<i>Diphyscium foliosum</i>	BR	NT, RT	Kalliot	7
<i>Diplazium sibiricum</i>	VA	LC	Lehdot	5
<i>Diplomitoporus crustulinus</i>	FU	VU	Vanhat metsät	3
<i>Diplomitoporus flavescens</i>	FU	NT	Vanhat metsät	1
<i>Dircaea quadriguttata</i>	CO	VU	Vanhat metsät	4
<i>Discelium nudum</i>	BR	LC, RT		6
<i>Dolichopus punctum</i>	DI	VU		1
<i>Donacia antiqua</i>	CO	NT		2
<i>Donacia brevitarsis</i>	CO	VU		1
<i>Donacia fennica</i>	CO	LC		3
<i>Dorcatoma substriata</i>	CO	LC	Vanhat lehdot	3
<i>Dorytomus dorsalis</i>	CO	NT		1
<i>Drosera intermedia</i>	VA	VU		11
<i>Dryopteris cristata</i>	VA	LC, RT		3
<i>Dytiscus latissimus</i>	CO	LC		4
<i>Edwardsiana frustrator</i>	HO	NT	Lehdot	2
<i>Elachista ornithopodella</i>	LE	NT	Vanhat metsät	2
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	VA	LC, RT, M		2

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Elephantomyia edwardsi</i>	DI	VU	Vanhat metsät	1
<i>Elodes elongata</i>	CO	NT	Purot	1
<i>Entoloma rubrobasis</i>	FU	NT, RT	Lähteiköt	2
<i>Entoloma tjallingiorum</i>	FU	NT, RT		1
<i>Epipactis helleborine</i>	VA	LC, M		33
<i>Epipogium aphyllum</i>	VA	VU		25
<i>Epuraea rufobrunnea</i>	CO	LC	Vanhat lehdot	3
<i>Epuraea silesiaca</i>	CO	NT		1
<i>Erastia salmonicolor</i>	FU	VU	Vanhat metsät	11
<i>Erebia embla</i>	LE	LC		2
<i>Eriophorum gracile</i>	VA	LC, RT		20
<i>Eriophorum latifolium</i>	VA	LC, RT, M	Letot	9
<i>Eristalis alpina</i>	DI	NT		4
<i>Eristalis horticola</i>	DI	NT		9
<i>Eucilodes caucasicus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	2
<i>Eucinetus haemorrhoidalis</i>	CO	LC		1
<i>Eucnemis capucina</i>	CO	NT	Vanhat metsät	14
<i>Euconnus pragensis</i>	CO	NT	Vanhat metsät	1
<i>Eupeodes duseki</i>	DI	DD		1
<i>Euphrasia rostkoviana ssp. fennica</i>	VA	EN		7
<i>Euphydryas maturna</i>	LE	LC		32
<i>Eurhynchium angustirete</i>	BR	LC, RT	Vanhat lehdot	7
<i>Eurytrichothrips affinis</i>	TH	VU	Vanhat metsät	1
<i>Euxoa adumbrata</i>	LE	VU		1
<i>Evernia divaricata</i>	LI	VU	Vanhat metsät	2
<i>Evernia mesomorpha</i>	LI	NT		3
<i>Exocentrus lusitanus</i>	CO	NT	Vanhat lehdot	8
<i>Fallopia dumetorum</i>	VA	LC, M		6
<i>Ficedula parva</i>	AV	LC	Vanhat metsät	2
<i>Fissidens bryioides</i>	BR	NT, RT	Lehdot	2
<i>Fissidens exilis</i>	BR	NT		3

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Fissidens pusillus</i>	BR	LC, RT, L	Purot	34
<i>Fissidens viridulus</i>	BR	LC, L		1
<i>Fomitopsis rosea</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	60
<i>Fontinalis dichelymoides</i>	BR	NT, RT		5
<i>Frullania dilatata</i>	BR	LC, RT	Kalliot	3
<i>Frullania fragilifolia</i>	BR	LC	Kalliot	1
<i>Frullania tamarisci</i>	BR	LC, RT	Kalliot	1
<i>Galerucella grisescens</i>	CO	NT		1
<i>Galium odoratum</i>	VA	NT	Lehdot	8
<i>Galium triflorum</i>	VA	LC, RT		7
<i>Galium verum</i>	VA	VU		14
<i>Ganoderma lucidum</i>	FU	LC	Lehdot	2
<i>Gavia arctica</i>	AV	LC		1
<i>Gavia stellata</i>	AV	LC		10
<i>Gentianella campestris</i>	VA	EN		15
<i>Geocalyx graveolens</i>	BR	NT, RT	Vanhat metsät	18
<i>Geranium bohemicum</i>	VA	NT, RT		9
<i>Geranium palustre</i>	VA	LC		2
<i>Geranium robertianum</i>	VA	LC		5
<i>Geum urbanum</i>	VA	LC, RT, M		14
<i>Glaucopsyche alexis</i>	LE	VU		9
<i>Gloeophyllum protractum</i>	FU	VU	Vanhat metsät	5
<i>Gloeoporus pannocinctus</i>	FU	LC	Vanhat metsät	28
<i>Gloiodon strigosus</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	7
<i>Glyceria lithuanica</i>	VA	LC, RT, M	Korvet	34
<i>Gonioctena flavicornis</i>	CO	VU	Lehdot	1
<i>Gonotropis dorsalis</i>	CO	NT		4
<i>Graphoderus bilineatus</i>	CO	LC		7
<i>Graveteiniella bolidi</i>	HO	NT		1
<i>Greenomyia baikalica</i>	DI	VU	Vanhat metsät	1
<i>Grimmia anomala</i>	BR	CR	Kalliot	1

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Grimmia hartmanii</i>	BR	LC, RT	Vanhat lehdot	6
<i>Grimmia montana</i>	BR	NT, RT	Kalliot	7
<i>Grimmia ramondii</i>	BR	LC, RT	Kalliot	2
<i>Gymnadenia conopsea</i> var. <i>conopsea</i>	VA	VU		29
<i>Gymnomitrion concinnum</i>	BR	LC, RT		1
<i>Gymnomitrion obtusum</i>	BR	NT, RT, L	Kalliot	9
<i>Hamatocaulis lapponicus</i>	BR	EN	Letot	2
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	BR	VU	Letot	4
<i>Hammarbya paludosa</i>	VA	NT, RT, M		38
<i>Hapalopilus aurantiacus</i>	FU	NT		2
<i>Hapalopilus ochraceolateritius</i>	FU	NT	Vanhat metsät	1
<i>Haploporus odoratus</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	29
<i>Harpanthus scutatus</i>	BR	EN	Vanhat korvet	2
<i>Helodium blandowii</i>	BR	LC, RT, L	Letot	15
<i>Helophilus groenlandicus</i>	DI	NT		2
<i>Hepatica nobilis</i>	VA	LC, RT		2
<i>Hertelidea botryosa</i>	LI	NT		1
<i>Herzogiella seligeri</i>	BR	LC, RT, L	Vanhat metsät	16
<i>Herzogiella turfacea</i>	BR	VU	Korvet	24
<i>Hister funestus</i>	CO	LC		2
<i>Homomallium incurvatum</i>	BR	LC, RT, L	Vanhat lehdot	2
<i>Humulus lupulus</i>	VA	LC, M		8
<i>Hydrochara caraboides</i>	CO	NT		4
<i>Hydroporus glabriusculus</i>	CO	NT		1
<i>Hydropsyche saxonica</i>	TP	LC	Purot	5
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	BR	LC, RT, L		2
<i>Hygrocybe constrictospora</i>	FU	VU		1
<i>Hygrohypnum duriusculum</i>	BR	LC, RT	Purot	2
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	BR	LC, RT	Vanhat metsät	15
<i>Hymenophorus doublieri</i>	CO	CR	Vanhat metsät	1
<i>Hypericum perforatum</i>	VA	LC, M		4

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Hypocenomyce anthracophila</i>	LI	NT	Vanhat metsät	2
<i>Hypoxystis pluviana</i>	LE	VU		1
<i>Impatiens noli-tangere</i>	VA	LC, RT		3
<i>Inocybe hystrix</i>	FU	NT, RT	Korvet	2
<i>Inonotopsis subiculosa</i>	FU	EN	Vanhat metsät	1
<i>Ischnoglossa obscura</i>	CO	LC	Vanhat metsät	2
<i>Isoperla difformis</i>	PP	LC	Purot	6
<i>Jalla dumosa</i>	HE	LC		1
<i>Jamesoniella autumnalis</i>	BR	VU	Vanhat metsät	2
<i>Jasione montana</i>	VA	VU	Kalliot	5
<i>Jassargus sursumflexus</i>	HO	NT		3
<i>Juncus stygius</i>	VA	LC, RT, M		58
<i>Jungermannia leiantha</i>	BR	NT, RT, L	Vanhat metsät	53
<i>Jungermannia obovata</i>	BR	NT, RT	Purot	3
<i>Jungermannia pumila</i>	BR	LC, RT	Purot	5
<i>Kavinia alboviridis</i>	FU	LC	Vanhat metsät	7
<i>Kurzia pauciflora</i>	BR	LC		2
<i>Lacon conspersus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	9
<i>Lactuca sibirica</i>	VA	LC, M		6
<i>Lamellocossus terebra</i>	LE	VU		4
<i>Lamprochernes chyzeri</i>	AR	NT	Lehdot	1
<i>Larus fuscus</i>	AV	EN		29
<i>Larus ridibundus</i>	AV	VU		9
<i>Lathyrus linifolius</i>	VA	LC, M		6
<i>Lathyrus niger</i>	VA	LC, RT	Lehdot	1
<i>Lathyrus palustris</i>	VA	LC, RT, M		3
<i>Lathyrus sylvestris</i>	VA	LC, M		35
<i>Lecanactis abietina</i>	LI	LC, RT	Vanhat metsät	4
<i>Lecanora epanora</i>	LI	EN	Kalliot	1
<i>Leiocolea rutheana</i>	BR	LC, RT	Letot	1
<i>Leontodon hispidus</i>	VA	NT, RT, M		10

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Lepiota oreadiformis</i>	FU	LC, RT		1
<i>Lepiota setulosa</i>	FU	NT, RT	Lehdot	1
<i>Leptogium saturninum</i>	LI	NT		57
<i>Leptogium subtile</i>	LI	VU	Vanhat metsät	10
<i>Leptogium teretiusculum</i>	LI	NT		1
<i>Leptoporus mollis</i>	FU	LC	Vanhat metsät	6
<i>Leptura nigripes</i>	CO	EN	Vanhat metsät	1
<i>Leskea polycarpa</i>	BR	LC, RT		3
<i>Leucorrhinia albifrons</i>	OD	LC		4
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	OD	LC		35
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	OD	LC		19
<i>Limonia badia</i>	DI	NT	Vanhat metsät	5
<i>Limotettix atricapillus</i>	HO	VU		1
<i>Limotettix ochrifrons</i>	HO	VU	Vanhat korvet	1
<i>Listera cordata</i>	VA	LC, RT	Korvet	17
<i>Listera ovata</i>	VA	LC, RT, M	Lehdot	31
<i>Lobaria pulmonaria</i>	LI	NT, RT	Vanhat metsät	88
<i>Lobaria scrobiculata</i>	LI	VU	Kalliot	24
<i>Loeskypnum badium</i>	BR	LC, RT	Letot	33
<i>Longitarsus apicalis</i>	CO	VU		3
<i>Longitarsus curtus</i>	CO	NT		1
<i>Lopadium disciforme</i>	LI	NT		5
<i>Lophocolea heterophylla</i>	BR	LC, L		10
<i>Lophozia ascendens</i>	BR	VU	Vanhat metsät	20
<i>Lophozia ciliata</i>	BR	NT, RT	Vanhat metsät	3
<i>Lophozia laxa</i>	BR	LC		2
<i>Lophozia longiflora</i>	BR	NT, L	Vanhat metsät	45
<i>Lordithon pulchellus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	1
<i>Lotus corniculatus</i>	VA	LC, M		1
<i>Lundbergia trybomi</i>	CO	NT	Vanhat metsät	1
<i>Lutra lutra</i>	MA	LC		3

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N	Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Lycaena phlaeas</i>	LE	LC	Kalliot	2	<i>Mergus serrator</i>	AV	EN		2
<i>Lychnis alpina</i> var. <i>alpina</i>	VA	LC, RT		2	<i>Metalimnus formosus</i>	HO	DD		2
<i>Lychnis viscaria</i>	VA	LC, RT		3	<i>Metulodontia nivea</i>	FU	LC	Vanhat metsät	1
<i>Lycoperdon caudatum</i>	FU	VU	Letot	2	<i>Micarea hedlundii</i>	LI	VU	Vanhat metsät	2
<i>Lycoperdon norvegicum</i>	FU	NT, RT	Lehdot	1	<i>Micridium halidaii</i>	CO	LC	Vanhat metsät	1
<i>Lycopodiella inundata</i>	VA	NT, RT		15	<i>Microcalicium arenarium</i>	LI	NT, RT	Vanhat metsät	2
<i>Lygephila viciae</i>	LE	VU	Lehdot	1	<i>Microrhagus lepidus</i>	CO	LC	Vanhat lehdot	2
<i>Lype reducta</i>	TP	LC	Purot	3	<i>Moerckia hibernica</i>	BR	VU	Letot	2
<i>Macrocera crassicornis</i>	DI	VU	Vanhat metsät	1	<i>Monochamus urussovii</i>	CO	NT	Vanhat metsät	4
<i>Macrocera grandis</i>	DI	NT	Vanhat metsät	1	<i>Montia fontana</i>	VA	LC, RT		2
<i>Macrolophus pygmaeus</i>	HE	LC		6	<i>Muellerianella extrusa</i>	HO	VU	Letot	3
<i>Malachius aeneus</i>	CO	NT		1	<i>Mycelis muralis</i>	VA	LC, RT, M		8
<i>Mallota megilliformis</i>	DI	NT	Vanhat lehdot	1	<i>Mycena pelianthina</i>	FU	VU	Lehdot	1
<i>Mannia fragrans</i>	BR	EN	Kalliot	1	<i>Mycena tintinabulum</i>	FU	VU	Vanhat lehdot	1
<i>Mantura rustica</i>	CO	VU		2	<i>Myilia taylorii</i>	BR	NT, RT	Kalliot	2
<i>Margarinotus purpurascens</i>	CO	LC		1	<i>Myllaena brevicornis</i>	CO	NT	Lähteiköt	1
<i>Marsupella emarginata</i> (Ehrh.) Dumort. (incl. <i>Marsupella</i> <i>aquatica</i> (Lindenb.) Schiffn.)	BR	LC, RT		10	<i>Myosotis stricta</i>	VA	LC, M		1
<i>Marsupella emarginata</i> ssp. <i>aquatica</i>	BR	NT, RT	Purot	1	<i>Myurella julacea</i>	BR	LC, RT	Kalliot	4
<i>Marsupella emarginata</i> ssp. <i>emarginata</i>	BR	LC, RT	Purot	1	<i>Nardia compressa</i>	BR	CR		6
<i>Marsupella sparsifolia</i>	BR	NT, RT	Kalliot	25	<i>Nardus stricta</i>	VA	NT		18
<i>Marsupella sphacelata</i>	BR	VU	Purot	19	<i>Neckera besseri</i>	BR	NT, RT, L	Kalliot	19
<i>Massalongia carnosa</i>	LI	NT, RT	Kalliot	1	<i>Neckera crispa</i>	BR	LC, L	Kalliot	3
<i>Meesia longiseta</i>	BR	EN	Letot	7	<i>Neckera pennata</i>	BR	VU	Vanhat metsät	42
<i>Meesia triquetra</i>	BR	LC, RT	Letot	3	<i>Neckera pumila</i>	BR	EN	Kalliot	2
<i>Melandrya dubia</i>	CO	LC	Vanhat metsät	17	<i>Nemoura dubitans</i>	PP	VU	Lähteiköt	3
<i>Melanophila acuminata</i>	CO	LC		4	<i>Neocnemodon fulvimanus</i>	DI	NT	Lehdot	1
<i>Menegazzia terebrata</i>	LI	EN	Kalliot	1	<i>Neoitamus cothurnatus</i>	DI	NT		1
<i>Mergus merganser</i>	AV	VU		8	<i>Neomida haemorrhoidalis</i>	CO	VU	Vanhat metsät	3
					<i>Neottia nidus-avis</i>	VA	LC, RT, M		3
					<i>Nephroma bellum</i>	LI	NT	Vanhat metsät	29
					<i>Nephroma laevigatum</i>	LI	CR	Vanhat metsät	2

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N	Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Nephroma resupinatum</i>	LI	NT	Vanhat metsät	13	<i>Oxyporus mannerheimii</i>	CO	LC	Vanhat metsät	2
<i>Niditinea truncicolella</i>	LE	NT	Vanhat metsät	1	<i>Oxystegus tenuirostris</i>	BR	NT, L	Lehdot	8
<i>Nivellia sanguinosa</i>	CO	VU		1	<i>Pachnephorus pilosus</i>	CO	VU		1
<i>Nola karelica</i>	LE	EN		1	<i>Pachybrachis hieroglyphicus</i>	CO	LC		3
<i>Nomada obtusifrons</i>	HY	EN		1	<i>Pandion haliaetus</i>	AV	LC		27
<i>Normandia nitens</i>	CO	LC		1	<i>Paradelphomyia nigrina</i>	DI	NT	Korvet	1
<i>Nothodelphax albocarinata</i>	HO	NT		3	<i>Paraliburnia adela</i>	HO	NT		1
<i>Nothorhina punctata</i>	CO	NT		15	<i>Paraliburnia chypealis</i>	HO	NT		1
<i>Nowellia curvifolia</i>	BR	NT, RT	Vanhat metsät	2	<i>Parmeliella triptophylla</i>	LI	NT	Vanhat metsät	23
<i>Nuphar pumila</i>	VA	LC		4	<i>Parnassia palustris</i>	VA	LC, RT		23
<i>Nymphaea tetragona</i>	VA	LC, RT		3	<i>Passaloecus insignis</i>	HY	VU		1
<i>Obrium cantharinum</i>	CO	LC	Vanhat metsät	5	<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i>	VA	LC, RT, M		21
<i>Ocypus picipennis</i>	CO	LC		1	<i>Pedostrangalia pubescens</i>	CO	VU	Vanhat metsät	14
<i>Odonticium romellii</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	21	<i>Pelecotoma fennica</i>	CO	NT	Vanhat metsät	2
<i>Odontoschisma denudatum</i>	BR	NT, RT	Vanhat korvet	6	<i>Peltigera collina</i>	LI	NT, RT	Kalliot	5
<i>Odontoschisma elongatum</i>	BR	LC		3	<i>Peltigera venosa</i>	LI	NT, RT		2
<i>Oeneis jutta</i>	LE	NT		7	<i>Peltis grossa</i>	CO	LC	Vanhat metsät	10
<i>Oenopia conglobata</i>	CO	LC	Lehdot	2	<i>Perenniporia subacida</i>	FU	NT	Vanhat metsät	19
<i>Oncodelphax pullula</i>	HO	NT		2	<i>Perisoreus infaustus</i>	AV	NT, RT		1
<i>Onnia tomentosa</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	5	<i>Persicaria foliosa</i>	VA	EN		12
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	OD	LC		39	<i>Petasites frigidus</i>	VA	LC, RT		10
<i>Oriolus oriolus</i>	AV	EN		1	<i>Phellinus ferrugineofuscus</i>	FU	LC, RT	Vanhat metsät	121
<i>Orsodacne cerasi</i>	CO	NT	Lehdot	4	<i>Phellinus populicola</i>	FU	LC	Vanhat metsät	1
<i>Orthotrichum affine</i>	BR	LC, RT	Vanhat lehdot	5	<i>Pherbellia goberti</i>	DI	NT		1
<i>Orthotrichum alpestre</i>	BR	LC, RT	Kalliot	4	<i>Philonotis arnellii</i>	BR	NT, RT	Kalliot	3
<i>Orthotrichum cupulatum</i>	BR	VU	Kalliot	1	<i>Philonotis seriata</i>	BR	LC, RT	Lähteiköt	2
<i>Orthotrichum diaphanum</i>	BR	LC		1	<i>Phlebia centrifuga</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	41
<i>Orthotrichum gymnostomum</i>	BR	VU	Vanhat metsät	54	<i>Phlebia diffissa</i>	FU	NT	Vanhat metsät	1
<i>Orthotrichum pallens</i>	BR	LC	Vanhat lehdot	5	<i>Phlebia firma</i>	FU	NT	Vanhat metsät	1
<i>Orthotrichum pumilum</i>	BR	LC, RT		2	<i>Phlebia serialis</i>	FU	LC, RT	Vanhat metsät	3
<i>Osmia pilicornis</i>	HY	VU	Lehdot	1	<i>Phlebiella christiansenii</i>	FU	LC		3

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Pholiota squarrosa</i>	FU	LC		3
<i>Pholiota squarrosoides</i>	FU	NT	Vanhat metsät	3
<i>Phryganophilus ruficollis</i>	CO	VU	Vanhat metsät	1
<i>Phyllodesma ilicifolium</i>	LE	LC		3
<i>Phytobaenus amabilis</i>	CO	NT	Vanhat metsät	4
<i>Picris hieracioides</i>	VA	LC, M		10
<i>Plagiomnium affine</i>	BR	LC, RT	Lehdot	1
<i>Plagiomnium drummondii</i>	BR	VU	Vanhat lehdot	1
<i>Plagiomnium elatum</i>	BR	LC, RT	Letot	1
<i>Plagiomnium undulatum</i>	BR	LC, RT	Vanhat lehdot	2
<i>Plagiothecium latebricola</i>	BR	NT, RT, L	Korvet	13
<i>Plagiothecium platyphyllum</i>	BR	EN	Lähteiköt	3
<i>Platanthera bifolia</i> (ssp. <i>latiflora</i>)	VA	LC		2
<i>Platygyrium repens</i>	BR	LC, RT	Vanhat lehdot	1
<i>Platyhypnidium riparioides</i>	BR	NT, RT		3
<i>Platyrrhinus resinosus</i>	CO	NT		1
<i>Platystethus alutaceus</i>	CO	NT		2
<i>Platystethus capito</i>	CO	LC		4
<i>Pleuridium subulatum</i>	BR	NT, RT		1
<i>Pluteus umbrosus</i>	FU	VU	Vanhat metsät	1
<i>Poa glauca</i>	VA	LC, RT, M		3
<i>Poa remota</i>	VA	NT, RT, M	Korvet	14
<i>Poecilolycia vittata</i>	DI	NT	Lehdot	1
<i>Pohlia melanodon</i>	BR	NT, RT		1
<i>Polygonatum odoratum</i>	VA	LC		4
<i>Polyporus badius</i>	FU	VU	Lehdot	2
<i>Polytrichastrum pallidisetum</i>	BR	NT, RT	Vanhat metsät	2
<i>Porella cordaeana</i>	BR	VU	Purot	4
<i>Porella platyphylla</i>	BR	NT, RT	Kalliot	2
<i>Porpoloma metapodium</i>	FU	EN		1
<i>Postia ceriflua</i>	FU	VU	Vanhat metsät	2

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Postia guttulata</i>	FU	NT	Vanhat metsät	14
<i>Postia hibernica</i>	FU	LC		4
<i>Postia lateritia</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	33
<i>Postia lowei</i>	FU	EN	Vanhat metsät	1
<i>Postia mappa</i>	FU	EN	Vanhat metsät	1
<i>Postia parva</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	4
<i>Priocnemis pusilla</i>	HY	EN		1
<i>Protaetia marmorata</i>	CO	VU	Vanhat lehdot	5
<i>Protomerulius caryae</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	39
<i>Protopannaria pezizoides</i>	LI	NT	Vanhat metsät	5
<i>Psenulus pallipes</i>	HY	NT		1
<i>Pseudanidorus pentatomus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	3
<i>Pseudephemerum nitidum</i>	BR	LC, RT		1
<i>Pseudocalliergon trifarium</i>	BR	LC, RT	Letot	1
<i>Pseudoleskeella papillosa</i>	BR	NT, RT	Kalliot	3
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	BR	LC, RT	Kalliot	5
<i>Psylliodes cucullatus</i>	CO	LC		2
<i>Pteridium aquilinum</i>	VA	LC		1
<i>Ptiliolium caledonicum</i>	CO	LC	Vanhat metsät	6
<i>Pulmonaria obscura</i>	VA	LC, M		3
<i>Pulsatilla vernalis</i>	VA	VU		31
<i>Pycnoporellus fulgens</i>	FU	LC	Vanhat metsät	1
<i>Pyrgus centaureae</i>	LE	NT		1
<i>Pyrola media</i>	VA	NT		6
<i>Pytho abieticola</i>	CO	VU	Vanhat metsät	6
<i>Pytho kolwensis</i>	CO	EN	Korvet	10
<i>Quedius microps</i>	CO	NT	Vanhat lehdot	2
<i>Racomitrium aciculare</i>	BR	LC, RT	Kalliot	10
<i>Racomitrium affine</i>	BR	LC, RT	Kalliot	1
<i>Racomitrium aquaticum</i>	BR	LC, RT	Kalliot	4
<i>Radula lindenbergiana</i>	BR	VU	Purot	7

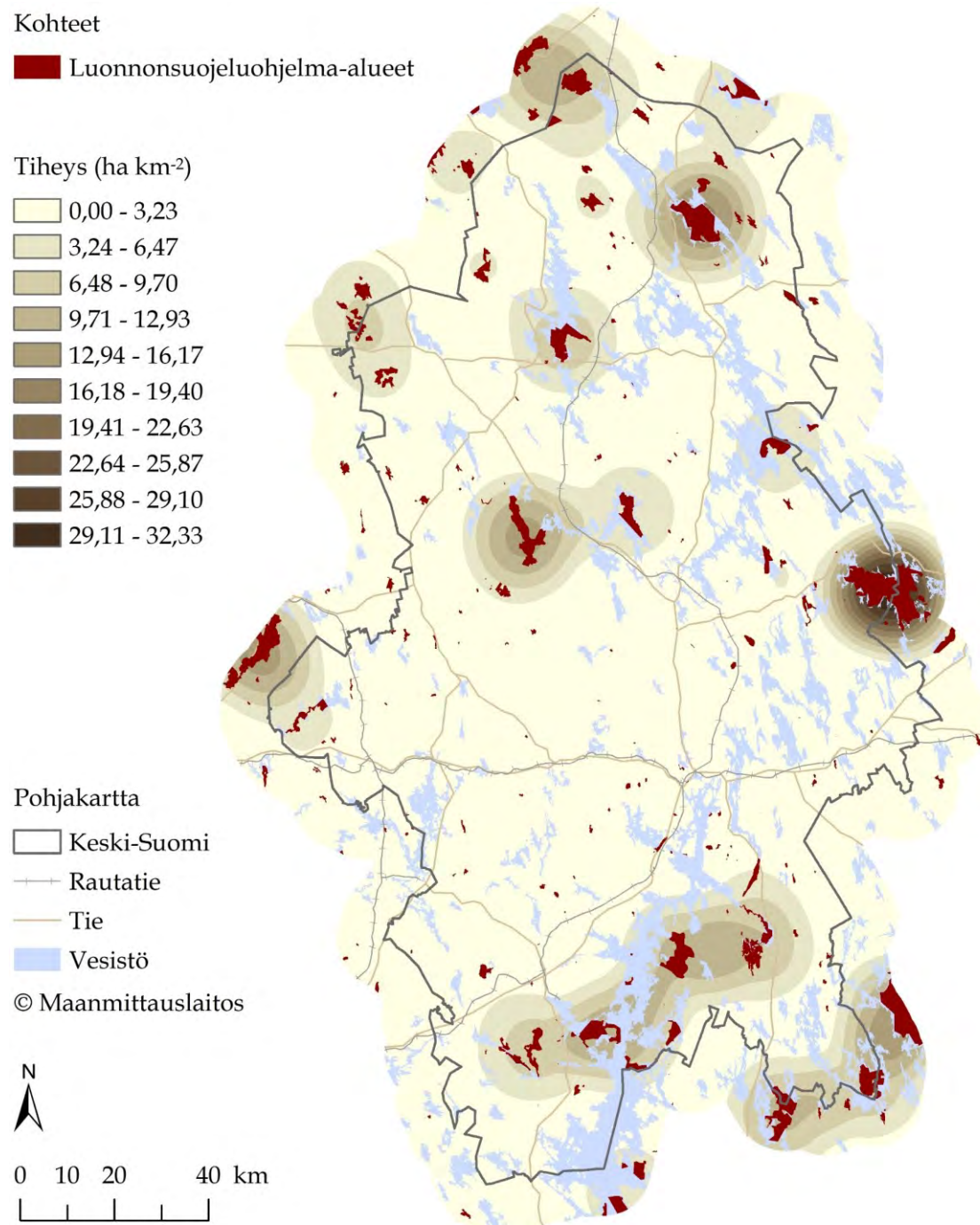
Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N	Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Radulodon erikssonii</i>	FU	VU	Vanhat metsät	7	<i>Scapania uliginosa</i>	BR	NT, RT	Lähteiköt	6
<i>Ramalina sinensis</i>	LI	NT, RT	Vanhat metsät	1	<i>Schistidium pruinosum</i>	BR	NE	Kalliot	1
<i>Ramalina thrausta</i>	LI	VU	Vanhat metsät	1	<i>Schistostega pennata</i>	BR	NT, RT, L	Vanhat metsät	94
<i>Rana arvalis</i>	AM	LC		62	<i>Scorpidium scorpioides</i>	BR	LC, L	Letot	1
<i>Ranunculus lingua</i>	VA	LC, RT		5	<i>Scotodes annulatus</i>	CO	NT		3
<i>Rhabdoweisia crispata</i>	BR	VU	Kalliot	3	<i>Scraptia fuscula</i>	CO	NT	Vanhat lehdot	6
<i>Rhabdoweisia fugax</i>	BR	LC, RT	Kalliot	4	<i>Scydmorephes sparshalli</i>	CO	DD	Lehdot	1
<i>Rhagades pruni</i>	LE	NT		5	<i>Scytinostroma galactinum</i>	FU	NT		7
<i>Rhodonja placenta</i>	FU	LC, RT	Vanhat metsät	7	<i>Scytinostroma odoratum</i>	FU	LC	Vanhat metsät	2
<i>Rhopalus subrufus</i>	HE	LC		2	<i>Sedum annuum</i>	VA	LC, RT, M		6
<i>Rhyacophila fasciata</i>	TP	LC		6	<i>Selaginella selaginoides</i>	VA	LC, RT, M		24
<i>Rhynchosporea fusca</i>	VA	NT, RT	Letot	35	<i>Sembris atrata</i>	TP	LC	Purot	1
<i>Rhypholophus varius</i>	DI	NT	Lähteiköt	4	<i>Silo pallipes</i>	TP	LC	Purot	3
<i>Riccardia chamedryfolia</i>	BR	LC, RT, L	Letot	27	<i>Silpha obscura</i>	CO	EN		1
<i>Riccardia incurvata</i>	BR	NT, RT		1	<i>Silpha tristis</i>	CO	LC		3
<i>Riccardia multifida</i>	BR	NT, RT	Lähteiköt	14	<i>Sistotrema albuluteum</i>	FU	LC	Vanhat metsät	3
<i>Riccardia palmata</i>	BR	NT, RT	Vanhat korvet	26	<i>Sistotrema raduloides</i>	FU	LC	Vanhat metsät	16
<i>Riccia beyrichiana</i>	BR	EN	Kalliot	1	<i>Sitobion dryopteridis</i>	HO	NT	Lehdot	2
<i>Riccia sorocarpa</i>	BR	LC, RT		7	<i>Sitobion equiseti</i>	HO	NT		1
<i>Rigidoporus crocatus</i>	FU	EN	Vanhat metsät	1	<i>Skeletocutis brevispora</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	8
<i>Ripidius quadriceps</i>	CO	LC		1	<i>Skeletocutis chrysella</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	1
<i>Rosa acicularis</i>	VA	LC, M		1	<i>Skeletocutis jelicii</i>	FU	EN	Vanhat metsät	1
<i>Rugosomyces chrysenteron</i>	FU	NT		1	<i>Skeletocutis odora</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	4
<i>Saperda perforata</i>	CO	LC	Vanhat metsät	20	<i>Skeletocutis stellae</i>	FU	VU	Vanhat metsät	13
<i>Sarcoporia polyspora</i>	FU	LC		2	<i>Spaelotis ravidia</i>	LE	EN		1
<i>Sarcosoma globosum</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	14	<i>Sparganium erectum</i>	VA	DD		1
<i>Satureja acinos</i>	VA	LC, M		2	<i>Sparganium hyperboreum</i>	VA	LC, M		1
<i>Saxifraga nivalis</i>	VA	LC, RT, M		3	<i>Spergula morisonii</i>	VA	LC, M		6
<i>Scapania apiculata</i>	BR	CR	Vanhat metsät	9	<i>Sphaeriestes stockmanni</i>	CO	LC		7
<i>Scapania nemorea</i>	BR	NT, L	Kalliot	2	<i>Sphagnum aongstroemii</i>	BR	LC, RT	Korvet	1
<i>Scapania spitsbergensis</i>	BR	EN	Kalliot	2	<i>Sphagnum contortum</i>	BR	NT, RT	Letot	5

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Sphagnum inundatum</i>	BR	NT, L		2
<i>Sphagnum pulchrum</i>	BR	LC, RT, L		20
<i>Sphagnum subfulvum</i>	BR	LC, RT, L	Letot	7
<i>Sphagnum subnitens</i>	BR	LC, L	Letot	14
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	BR	LC, L	Letot	2
<i>Sphecomyia vespiformis</i>	DI	VU	Vanhat metsät	1
<i>Sphegina clunipes</i>	DI	LC	Lehdot	2
<i>Staphylinus caesareus</i>	CO	LC		1
<i>Steccherinum collabens</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	5
<i>Stellaria fennica</i>	VA	NT, RT		8
<i>Stellaria holostea</i>	VA	LC		11
<i>Stenelmis canaliculata</i>	CO	LC	Purot	1
<i>Stenocranus fuscovittatus</i>	HO	NT		3
<i>Stenostola dubia</i>	CO	NT	Vanhat lehdot	2
<i>Stenus circularis</i>	CO	LC		1
<i>Stephanopachys substriatus</i>	CO	NT		2
<i>Stephostethus alternans</i>	CO	LC	Vanhat lehdot	2
<i>Stereopsis vitellina</i>	FU	LC		4
<i>Symmorphus murarius</i>	HY	CR		1
<i>Syntrichia norvegica</i>	BR	LC		1
<i>Taxiphyllum wissgrillii</i>	BR	LC, RT	Kalliot	4
<i>Tayloria tenuis</i>	BR	NT, RT		2
<i>Temnostoma angustistriatum</i>	DI	VU	Vanhat lehdot	2
<i>Temnostoma carens</i>	DI	NT	Vanhat metsät	1
<i>Temnostoma sericomylaeforme</i>	DI	NT	Vanhat metsät	2
<i>Temnostoma vespiforme</i>	DI	LC	Vanhat metsät	5
<i>Terellia ceratocera</i>	DI	NT		1
<i>Tetrao urogallus</i>	AV	LC		2
<i>Tetrodontium ovatum</i>	BR	NT, L	Kalliot	1
<i>Thalictrum flavum</i>	VA	LC, M		5
<i>Thecophora fulvipes</i>	DI	NT		1

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Thelypteris palustris</i>	VA	LC, M		7
<i>Thuidium tamariscinum</i>	BR	LC, RT	Lehdot	1
<i>Thymus serpyllum</i> ssp. <i>serpyllum</i>	VA	NT, RT, M		27
<i>Tilia cordata</i>	VA	LC, RT		1
<i>Timmia austriaca</i>	BR	LC, L	Kalliot	1
<i>Tipula stenostyla</i>	DI	VU	Vanhat metsät	8
<i>Tomentella crinalis</i>	FU	LC	Vanhat metsät	1
<i>Tomentypnum nitens</i>	BR	LC, L	Letot	2
<i>Tomoglossa luteicornis</i>	CO	VU		2
<i>Tomoxia bucephala</i>	CO	LC	Vanhat metsät	12
<i>Tortella fragilis</i>	BR	LC, RT	Kalliot	2
<i>Tragosoma depsarius</i>	CO	EN	Vanhat metsät	1
<i>Trichaptum laricinum</i>	FU	NT, RT	Vanhat metsät	1
<i>Trichocolea tomentella</i>	BR	VU	Lähteiköt	21
<i>Trichopsomyia joratensis</i>	DI	DD		1
<i>Trifolium arvense</i>	VA	LC, RT		1
<i>Trifolium aureum</i>	VA	NT		27
<i>Trifolium spadiceum</i>	VA	NT, RT		227
<i>Tritomaria exsectiformis</i>	BR	NT, RT	Vanhat metsät	7
<i>Tritomaria polita</i>	BR	LC, RT		3
<i>Trollius europaeus</i>	VA	LC, RT, M		16
<i>Trypophloeus palmi</i>	CO	NT	Vanhat metsät	1
<i>Ulmus glabra</i>	VA	VU	Lehdot	9
<i>Ulomylia cognata</i>	DI	VU	Lähteiköt	1
<i>Uloa bruchii</i>	BR	LC, RT	Lehdot	1
<i>Uloa crispa</i>	BR	NT	Vanhat lehdot	1
<i>Uloa hutchinsiae</i>	BR	LC, RT	Kalliot	1
<i>Urtica urens</i>	VA	NA, M		4
<i>Usnea barbata</i>	LI	VU	Vanhat metsät	1
<i>Usnea glabrescens</i>	LI	NT		2
<i>Utricularia ochroleuca</i>	VA	LC		3

Tieteellinen nimi	Eliö-ryhmä	Luokka	Elinympäristö	N
<i>Warnstorfia sarmentosa</i>	BR	LC, RT	Letot	21
<i>Warnstorfia tundrae</i>	BR	LC, L	Letot	1
<i>Weissia controversa</i>	BR	LC, RT		1
<i>Vicia tetrasperma</i>	VA	LC, RT, M		2
<i>Viola mirabilis</i>	VA	LC		1
<i>Viola rupestris</i> ssp. <i>rupestris</i>	VA	LC, M		1
<i>Viola selkirkii</i>	VA	LC		8
<i>Xyleborus cryptographus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	10
<i>Xyletinus pectinatus</i>	CO	NT		1
<i>Xyletinus tremulicola</i>	CO	VU	Vanhat metsät	10
<i>Xylomya czekanovskii</i>	DI	VU	Vanhat metsät	14
<i>Xylophagus junki</i>	DI	VU	Vanhat metsät	1
<i>Xylophagus kowarzi</i>	DI	NT	Vanhat metsät	2
<i>Xylotrechus rusticus</i>	CO	LC	Vanhat metsät	17
<i>Zavaljus brunneus</i>	CO	NT	Vanhat metsät	4
<i>Zygaena lonicerae</i>	LE	VU		3
<i>Zygodon rupestris</i>	BR	LC, RT	Kalliot	2
Yhteensä				6136

LIITE 3. Arvokkaiden luontokohteiden keskittymät



Kuva 1. Valtakunnallisten luonnonsuojeluohjelma-alueiden keskittymät. Lähdeaineisto sisältää harjujen, lehtojen, lintuvesien, rantojen, soiden ja vanhojen metsien suojeluohjelma-alueet sekä maisemakokonaisuudet (Luonnonsuojeluohjelma-alueet, © SYKE 2010). Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

Kohteet

■ Luonnonsuojelualueet valtion mailla

Tiheys (ha km⁻²)

0,00 - 2,31
 2,32 - 4,61
 4,62 - 6,92
 6,93 - 9,22
 9,23 - 11,53
 11,54 - 13,83
 13,84 - 16,14
 16,15 - 18,44
 18,45 - 20,75
 20,76 - 23,06

Pohjakartta

Keski-Suomi
 Rautatie
 Tie
 Vesistö

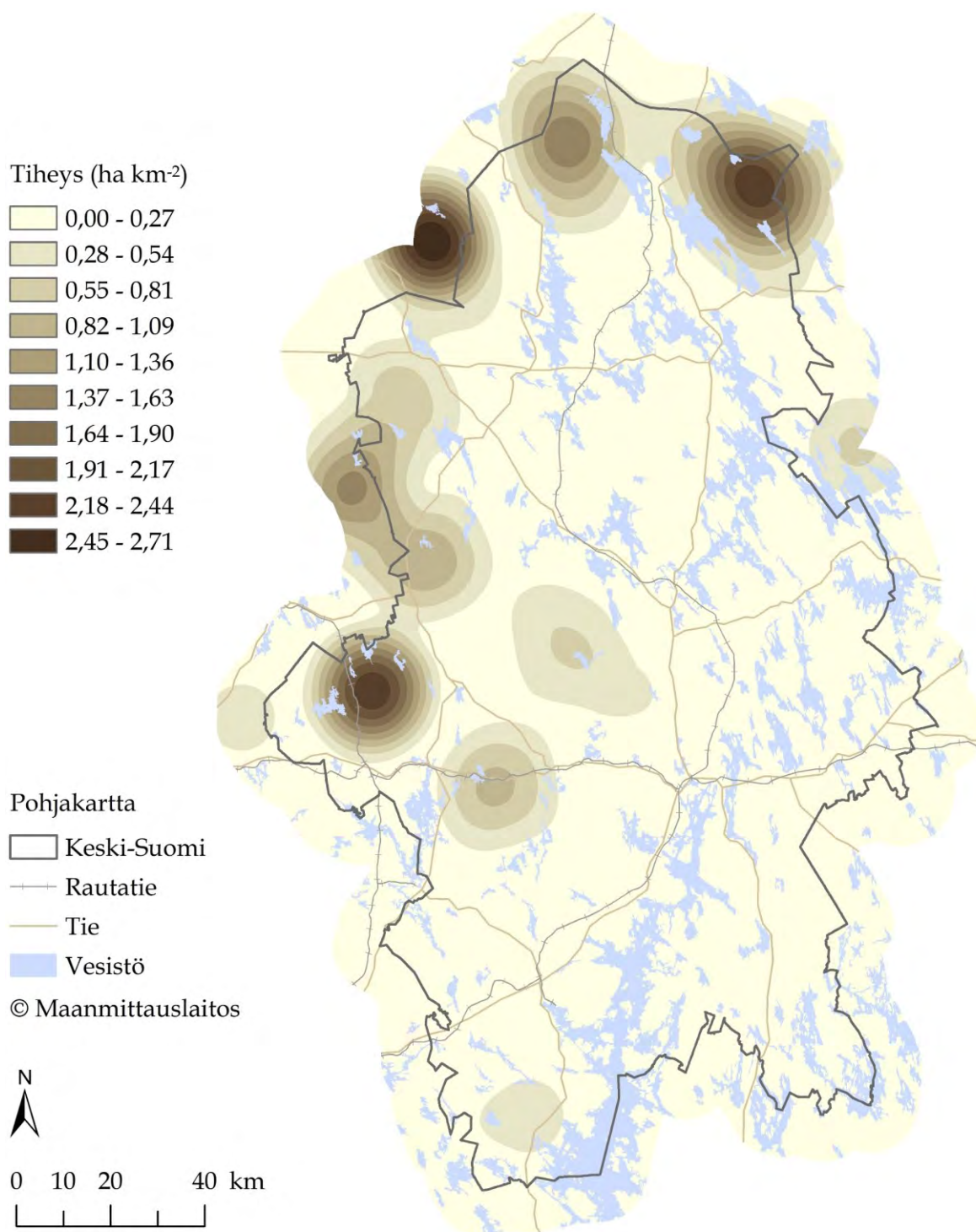
© Maanmittauslaitos



0 10 20 40 km



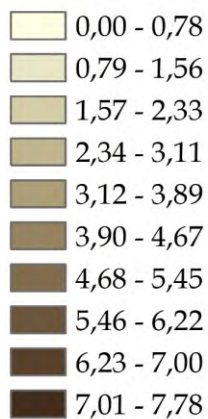
Kuva 2. Valtion mailla sijaitsevien luonnonsuojelualueiden keskittymät. Lähdeaineisto sisältää kansallispuistot ja luonnonpuistot, soiden, lehtojen ja vanhojen metsien suojelualueet (Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet, © Metsähallitus 2015) sekä soiden suojelualueverkostoa valtion mailla täydentävät lakisääteisesti tai Metsähallituksen pysyvällä päätöksellä suojellut suoalueet (Soidensuojelun täydennysehdotus, Etelä-Suomi ja valtionmaan toteutuneet kohteet, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016). Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 3. Ympäristöministeriön asettaman soidensuojelutyöryhmän suojeltaviksi ehdottamien valtakunnallisesti arvokkaiden ja nykyistä suojelualueverkostoa täydentävien suoalueiden keskittymät (Soidensuojelun täydennysehdotus, Etelä-Suomi ja valtionmaan toteutuneet kohteet, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016). Mukana ei ole kohteita, joilla suojelu oli toteutettu aineiston julkaisemiseen mennessä. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

Kohteet

■ Arvokkaat geologiset kohteet

Tiheys (ha km⁻²)

Pohjakartta

□ Keski-Suomi

— Rautatie

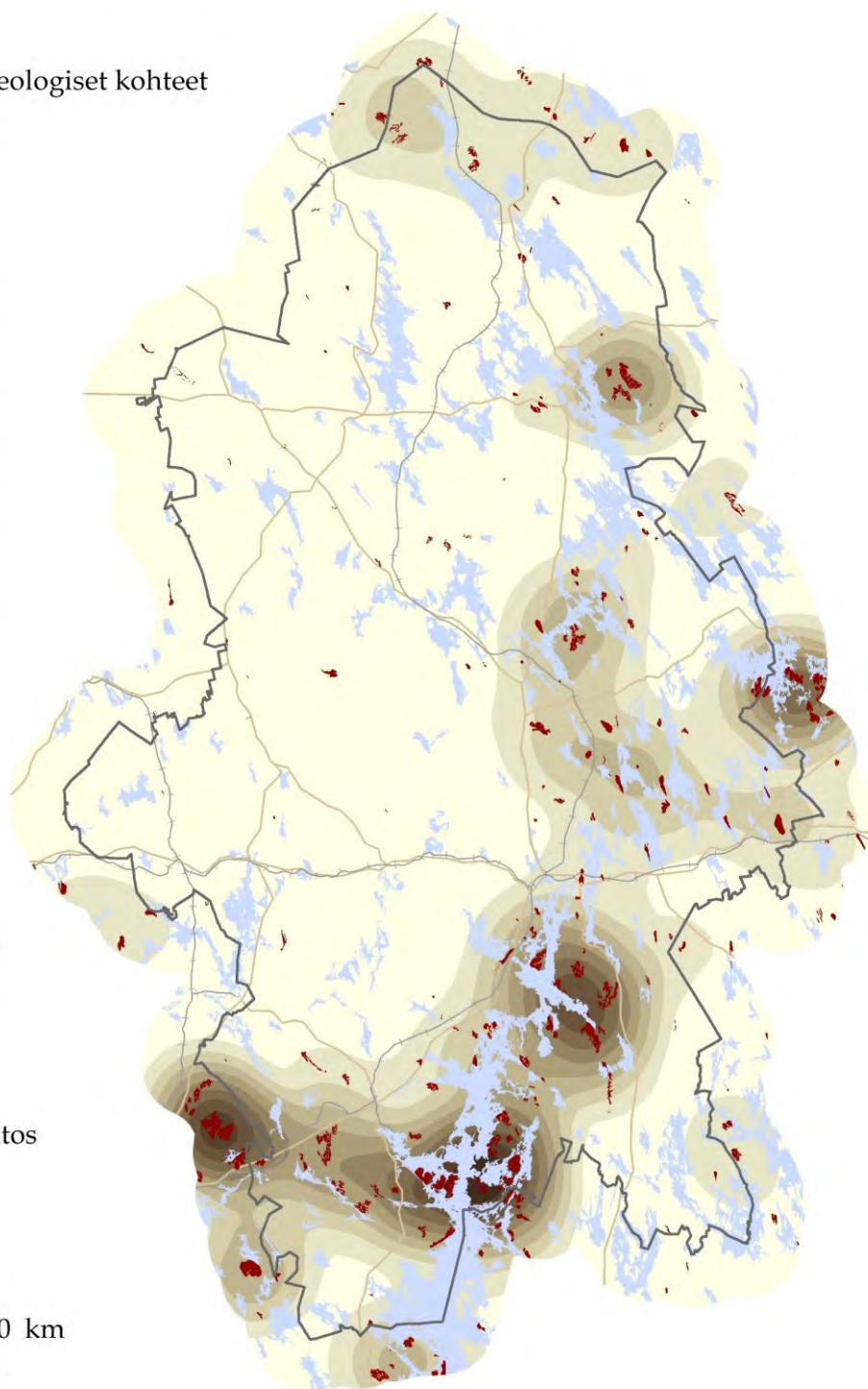
— Tie

■ Vesistö

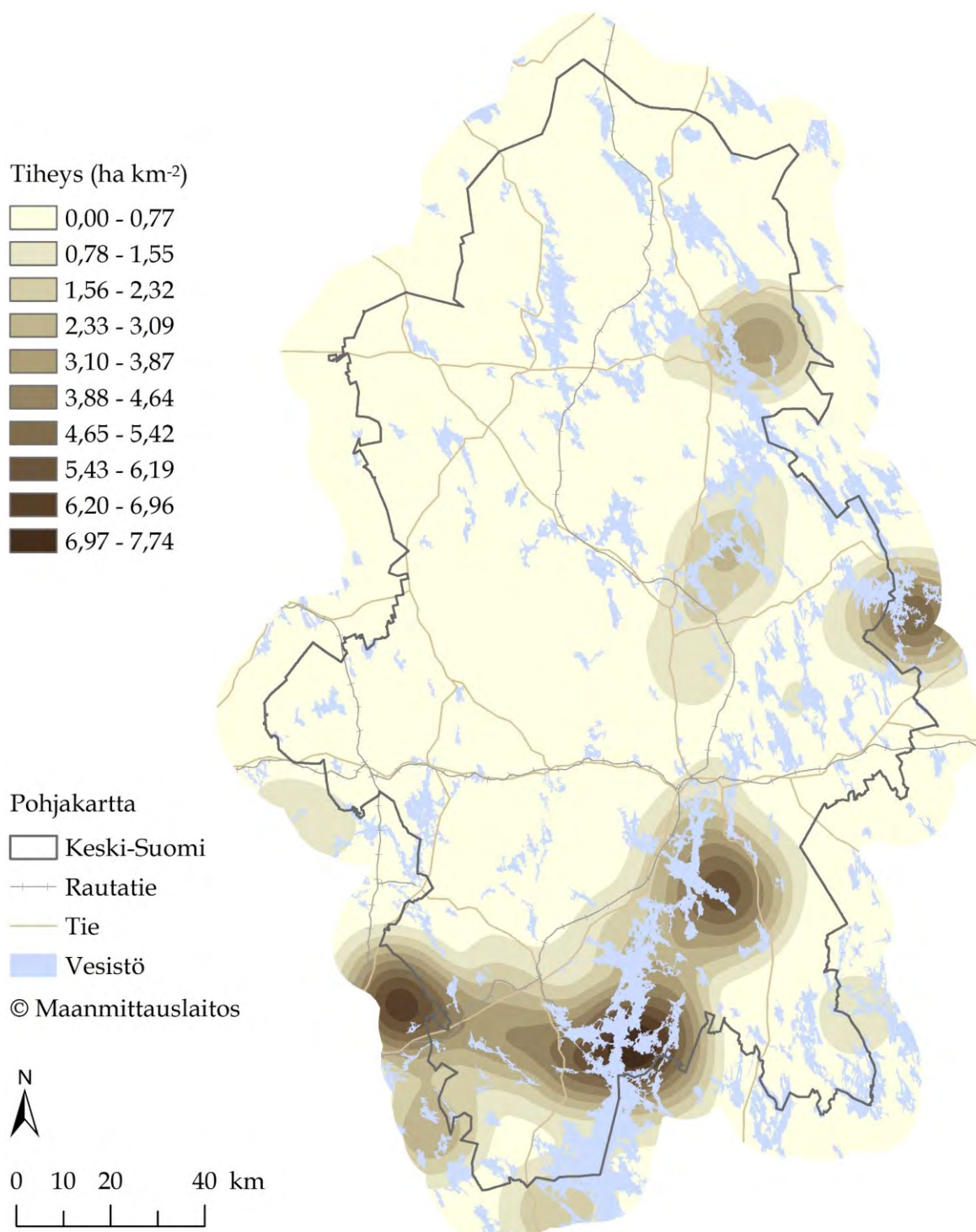
© Maanmittauslaitos



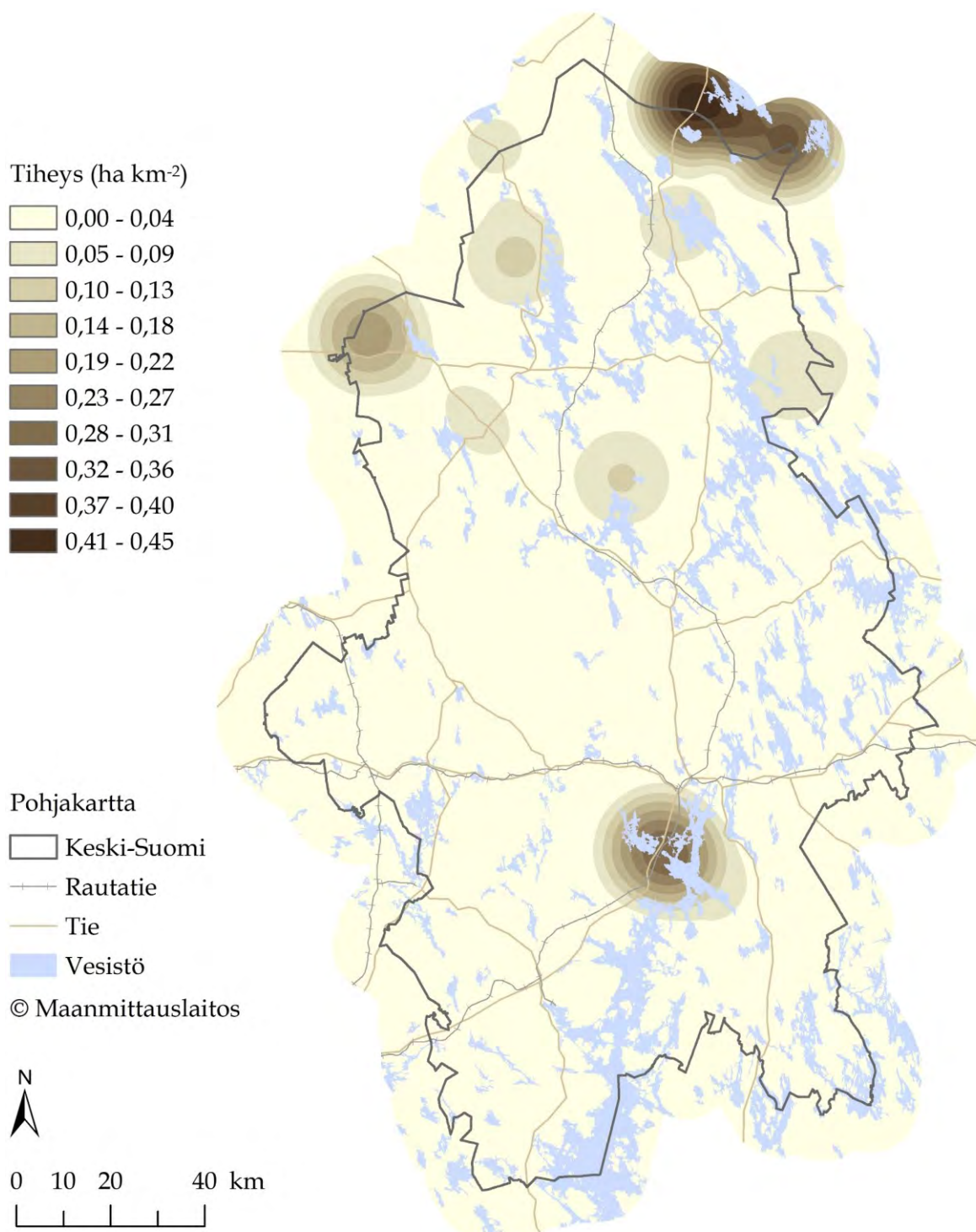
0 10 20 40 km



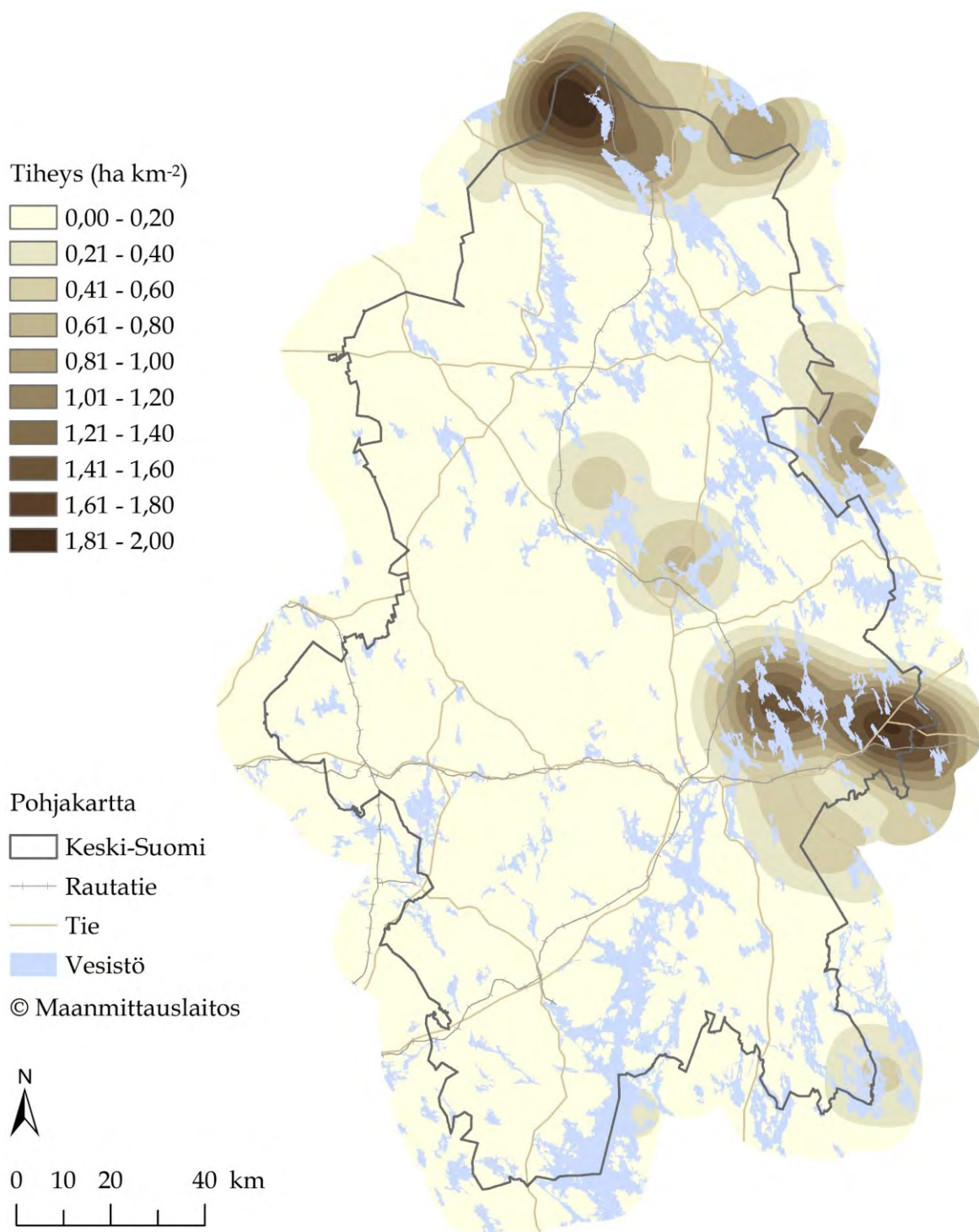
Kuva 4. Valtakunnallisesti arvokkaiden tuuli- ja rantakerrostumien, kallioalueiden ja moreenimuodostumien sekä valtakunnalliseen harjajensuojeluohjelmaan kuuluvien alueiden keskittymät. Lähdeaineistot: Luonnonsuojeluohjelma-alueet, © SYKE 2010; Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat, © SYKE ja GTK 2012; Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat, © SYKE ja GTK 2015; Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet, © SYKE 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



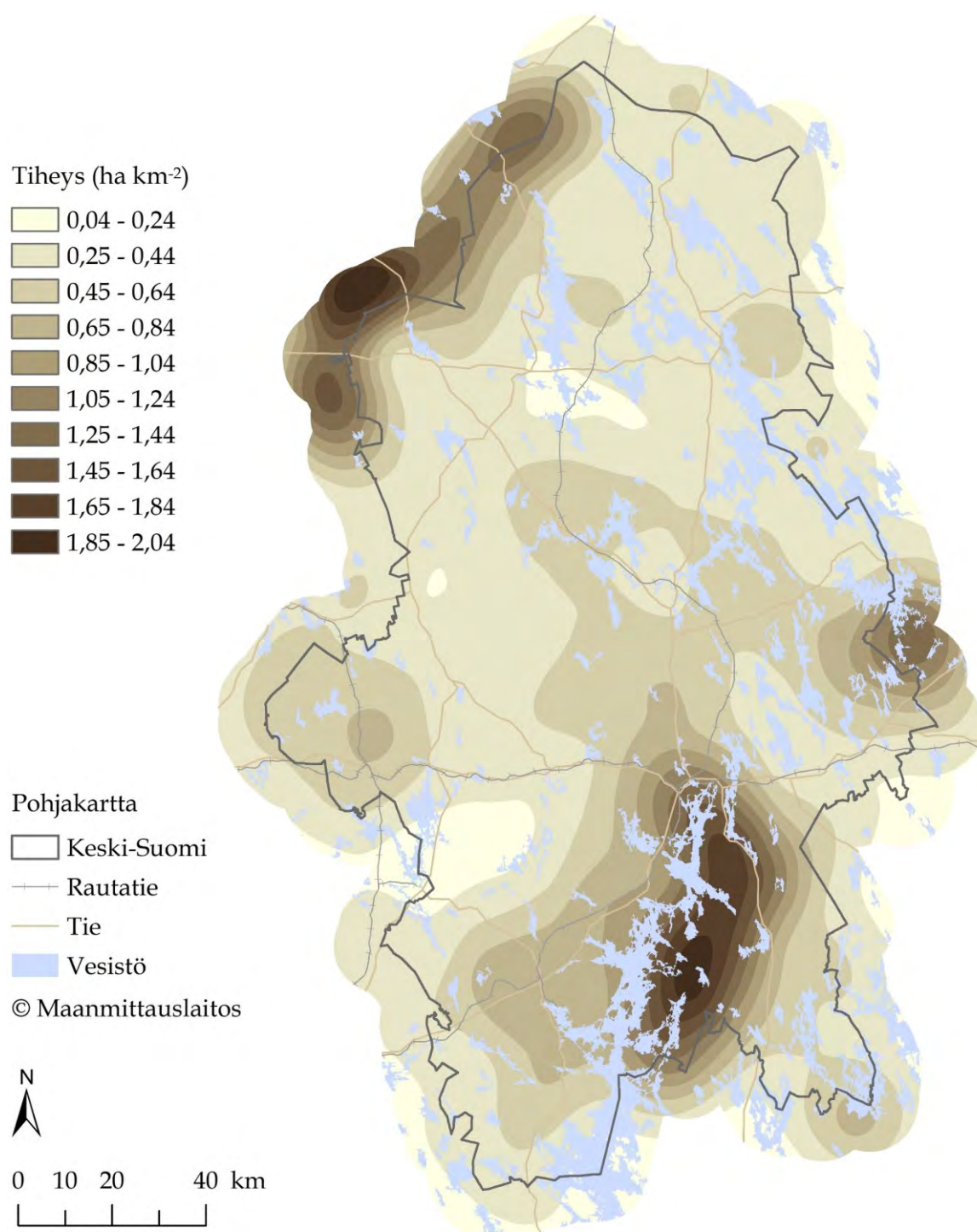
Kuva 5. Valtakunnallisesti arvokkaiden kallioalueiden keskittymät. Lähdeaineisto: Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet, © SYKE 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



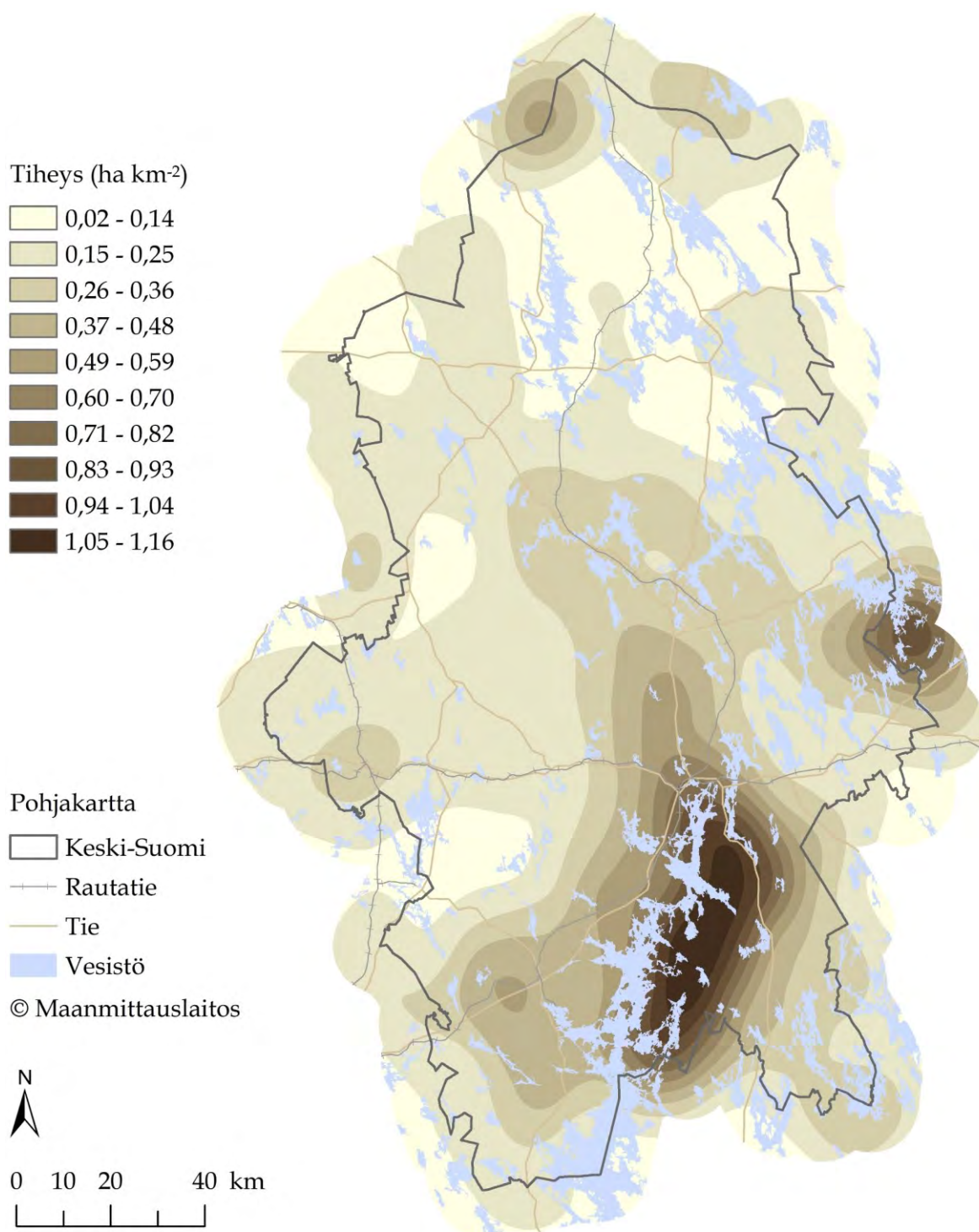
Kuva 6. Valtakunnallisesti arvokkaiden tuuli- ja rantakerrostumien keskittymät. Lähdeaineisto: Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat, © SYKE ja GTK 2012. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



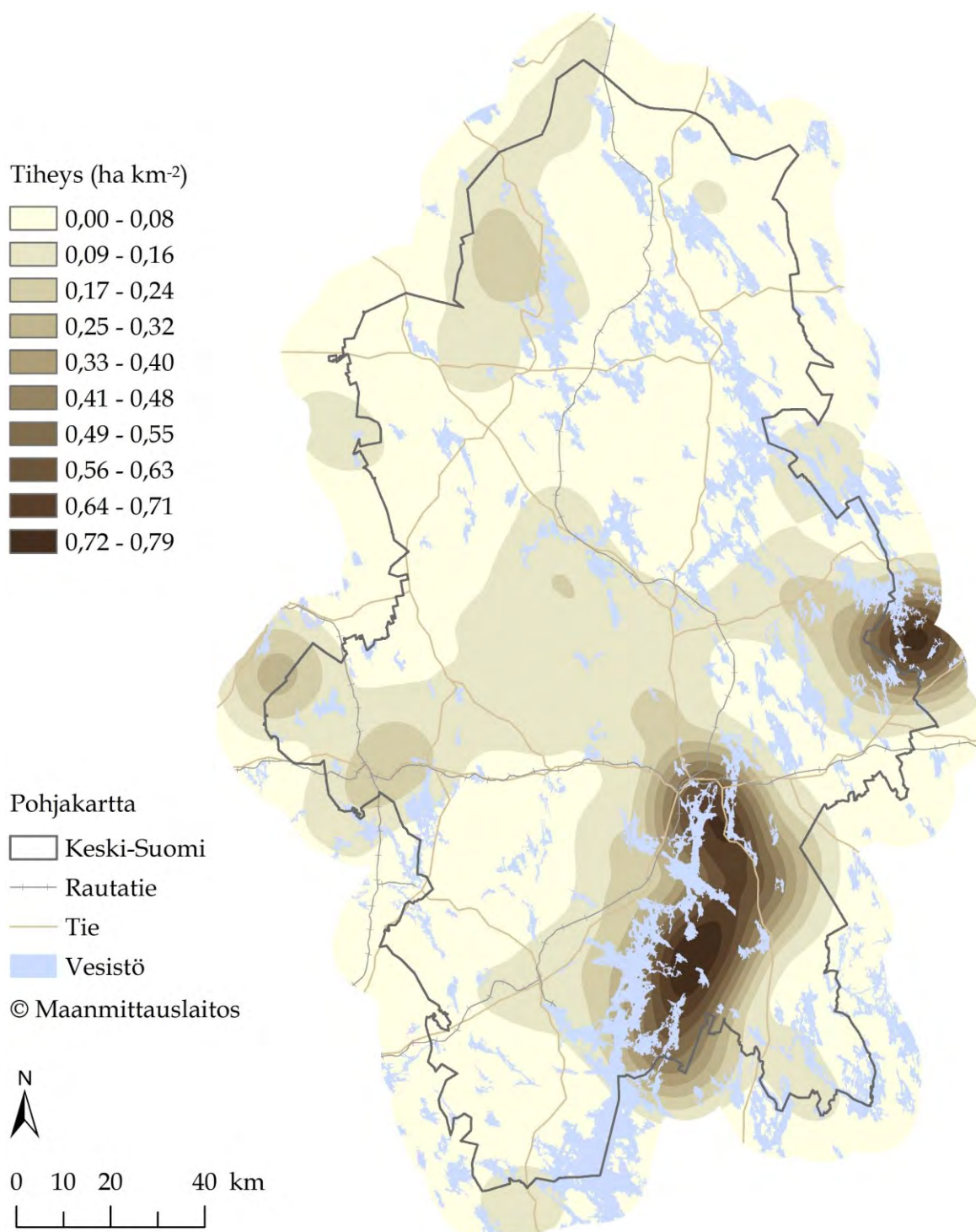
Kuva 7. Valtakunnallisesti arvokkaiden moreenimuodostumien keskittymät. Lähdeaineisto: Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat, © SYKE ja GTK 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



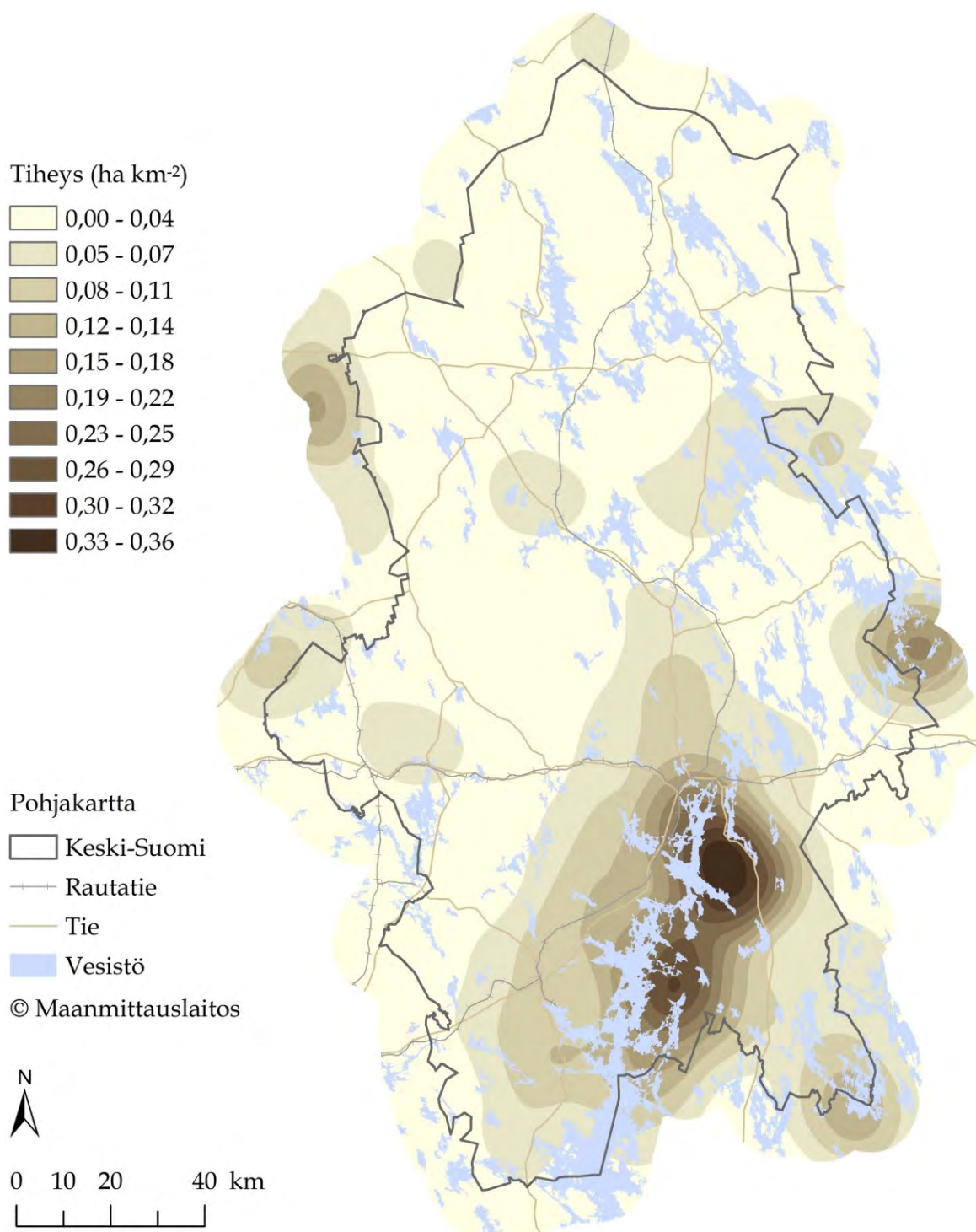
Kuva 8. Yksityisomistuksessa olevilla mailla sijaitsevien arvokkaiden metsikkökuvioiden keskittymät. Aineisto sisältää metsälain arvokkaat elinympäristöt (METE-kohteet), kestävän metsätalouden rahoituslain (Kemera-lain) mukaiset ympäristötukikohteet ja muut arvokkaat elinympäristöt. Osa kohteista on arvioitu METSO-ohjelmaan mahdollisesti soveltuviksi kohteiksi. Lähdeaineisto: metsätietojärjestelmä, © Suomen metsäkeskus 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



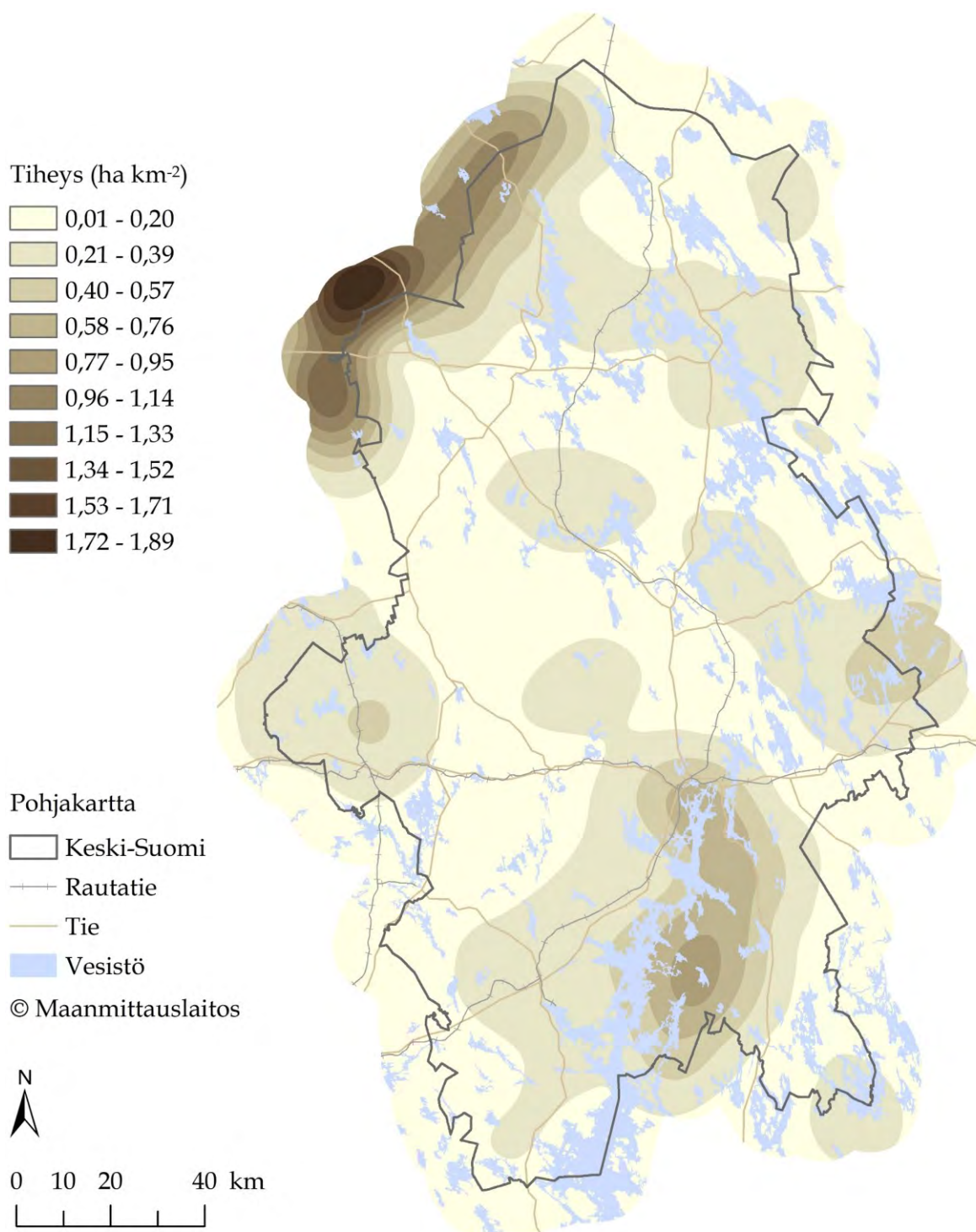
Kuva 9. Yksityisomistuksessa olevilla mailla sijaitsevien metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE-kohteiden) keskittymät. Lähdeaineisto: metsätietojärjestelmä, © Suomen metsäkeskus 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 10. Yksityisomistuksessa olevilla mailla sijaitsevien kestävän metsätalouden rahoituslain (Kemera-lain) mukaisten ympäristötukikohteiden keskittymät. Lähdeaineisto: metsätietojärjestelmä, © Suomen metsäkeskus 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

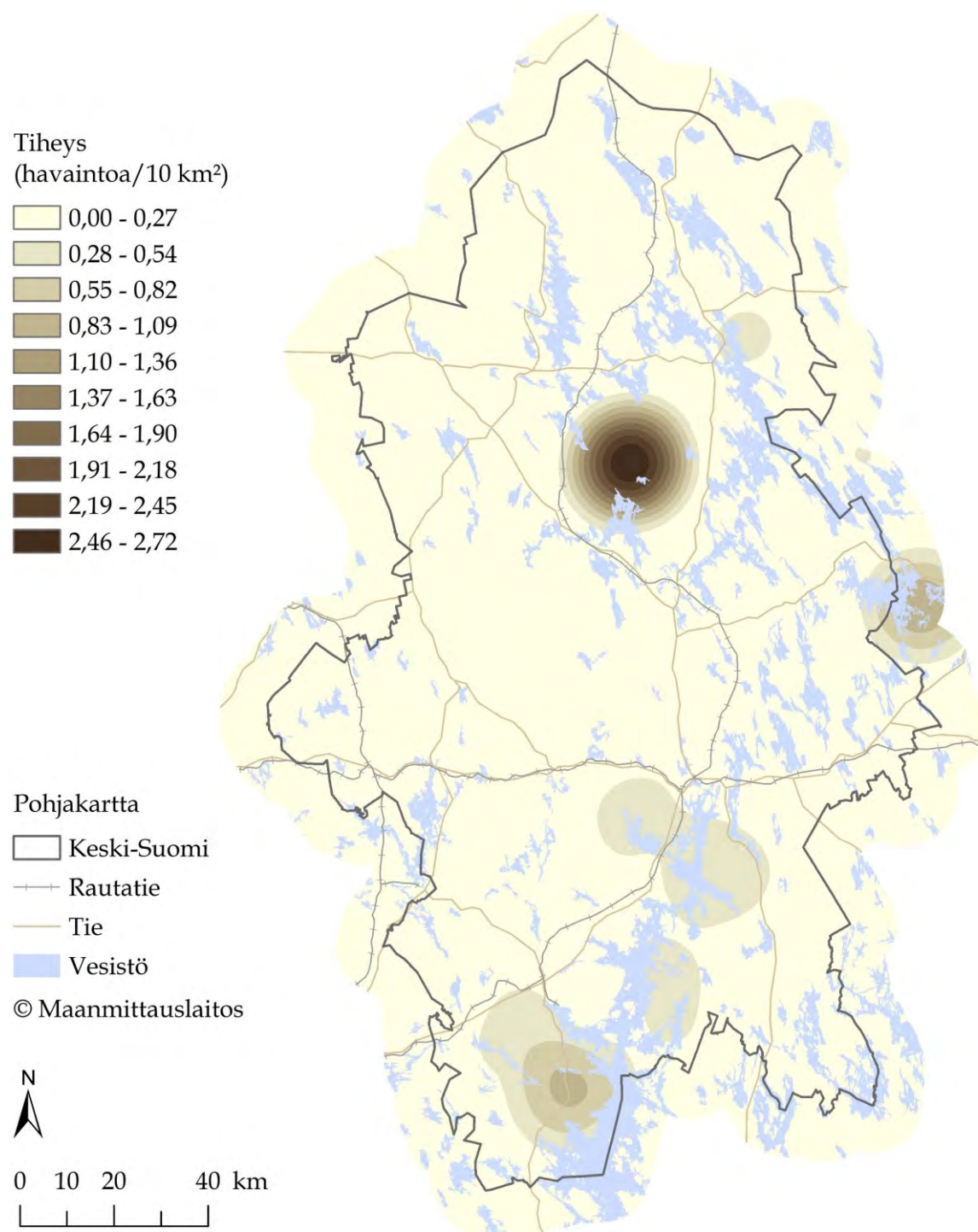


Kuva 11. Yksityisomistuksessa olevilla mailla sijaitsevien Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmaan (METSO) Zonation-analyysin perusteella mahdollisesti soveltuvien kohteiden keskittymät. Lähdeaineisto: metsätietojärjestelmä, © Suomen metsäkeskus 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

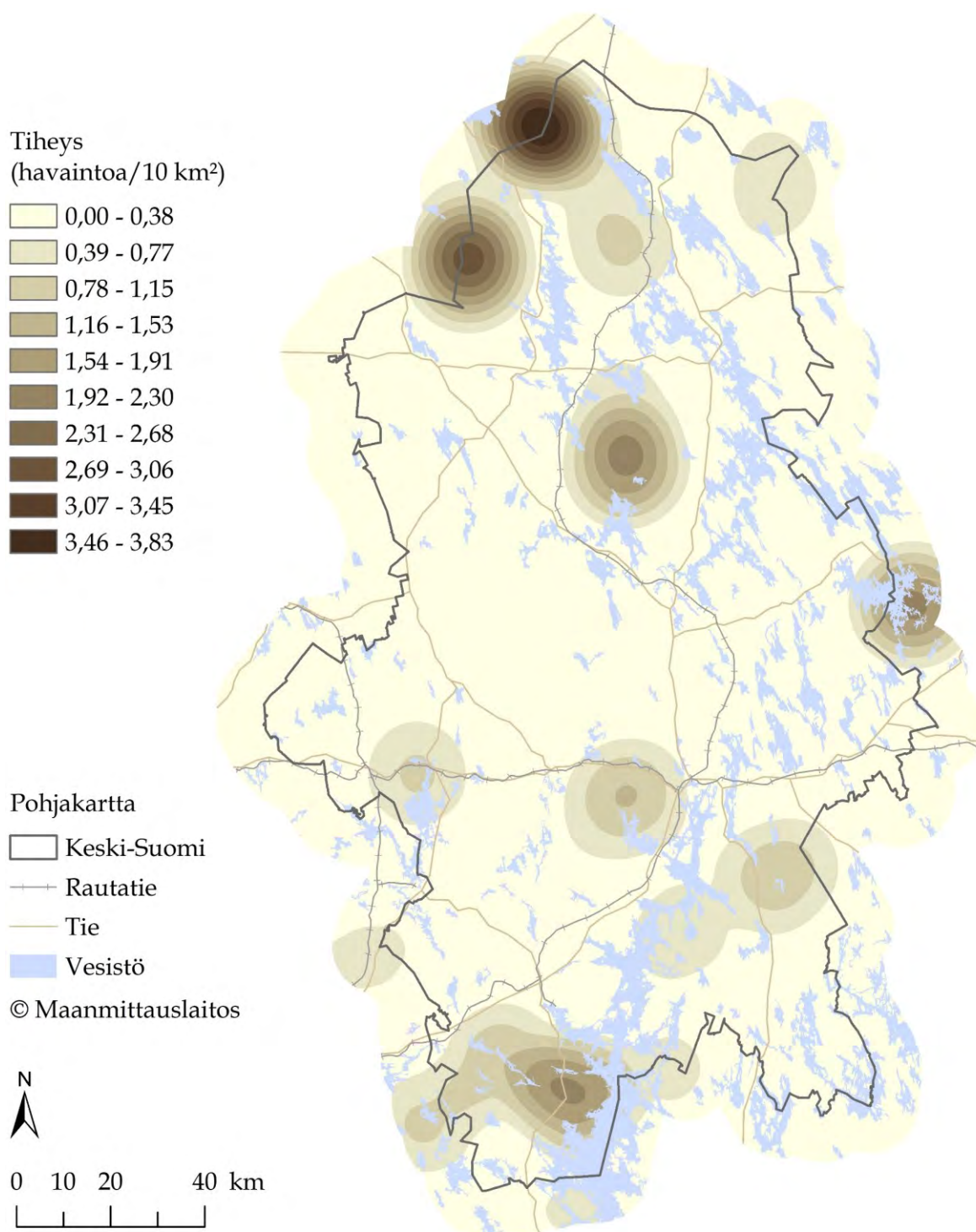


Kuva 12. Yksityisomistuksessa olevilla mailla sijaitsevien muiden arvokkaiden elinympäristöjen keskittymät. Suuri osa kohteista vastaa metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä, mutta ei täytä lain vaatimusta luonnontilaisuuden kaltaisuudesta. Lähdeaineisto: metsätietojärjestelmä, © Suomen metsäkeskus 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

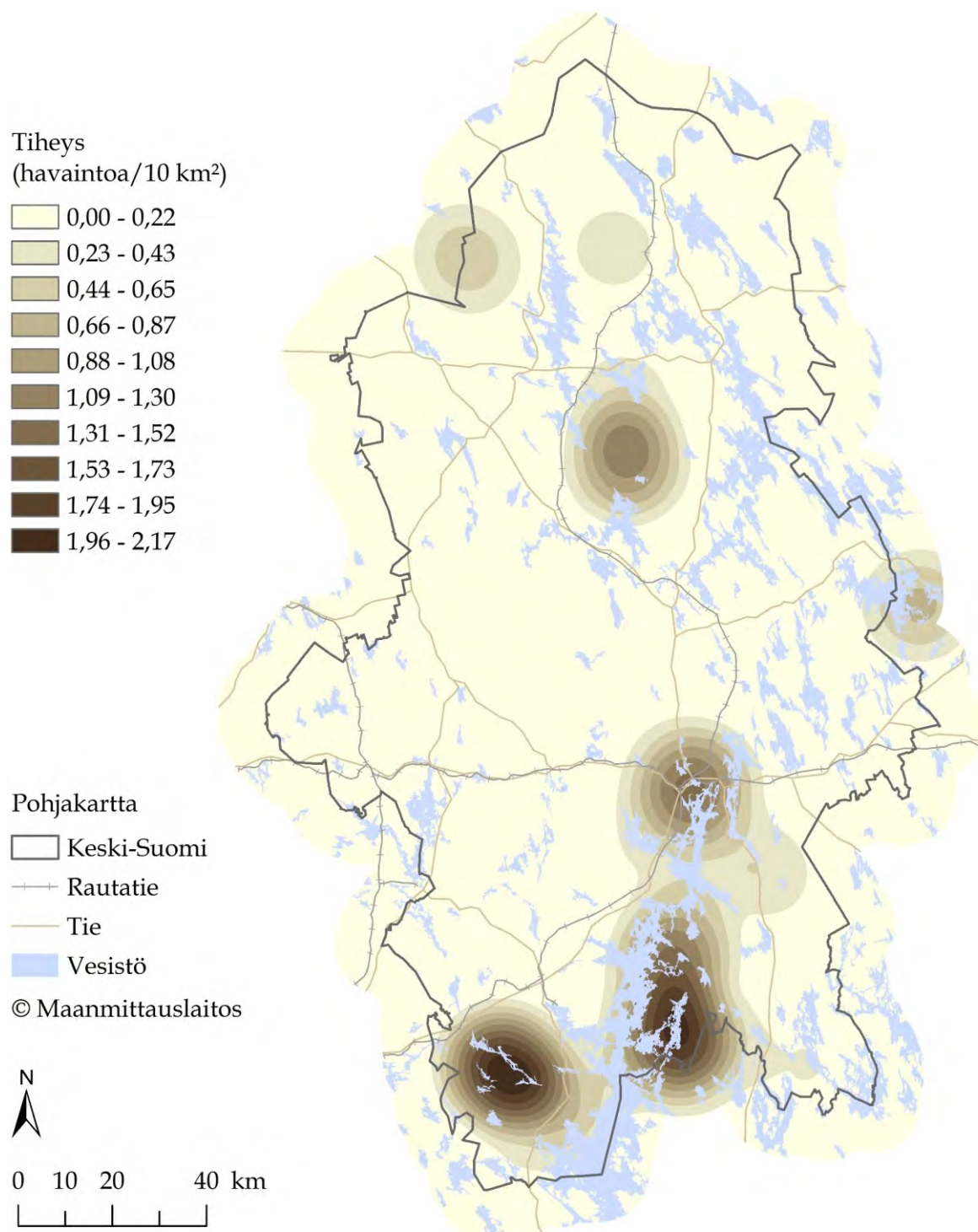
LIITE 4. Lajihavaintokeskittymät



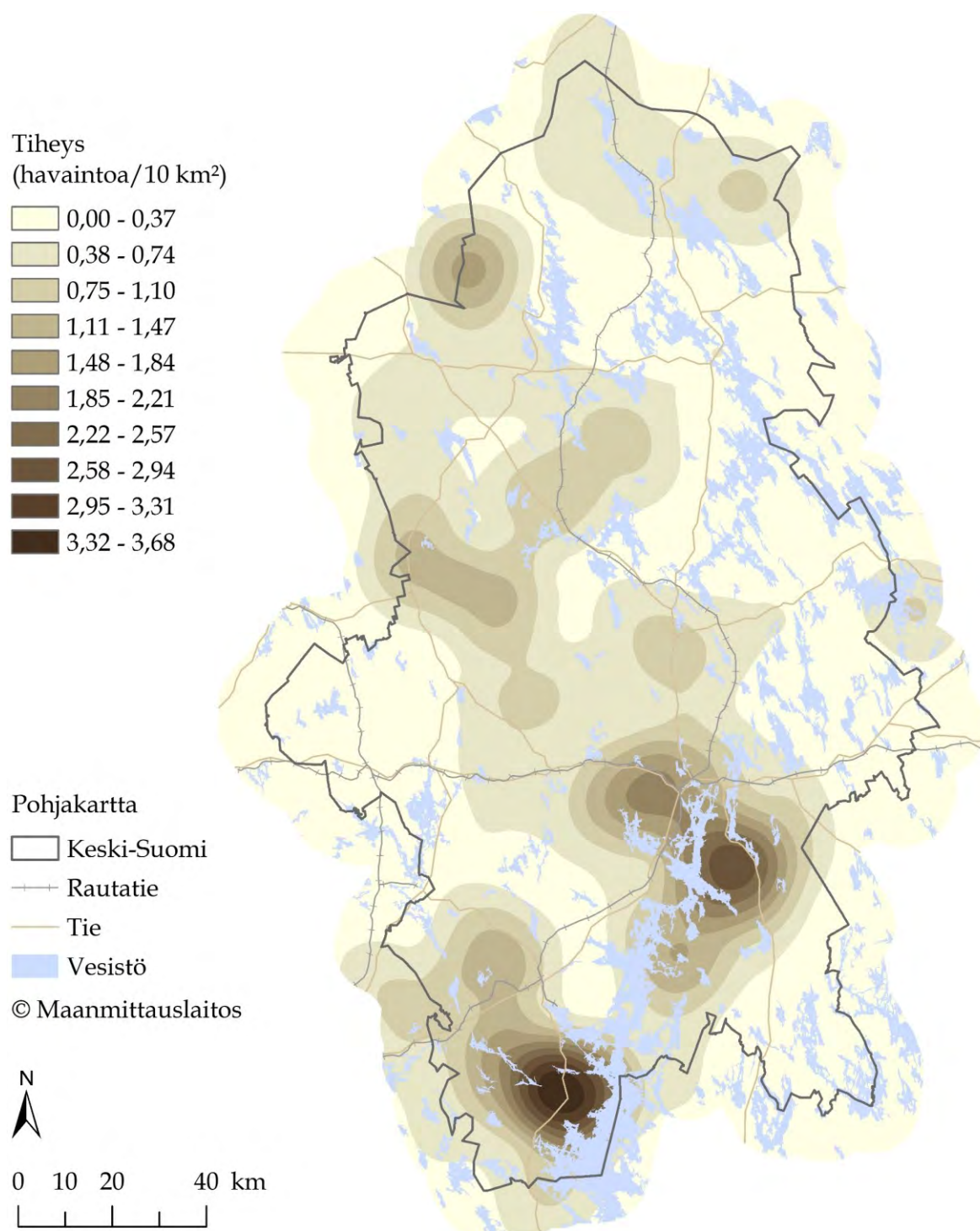
Kuva 1. Uhanalaisten ja harvinaisten jäkälien havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 381 havaintoon. Lähdeaineisto: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



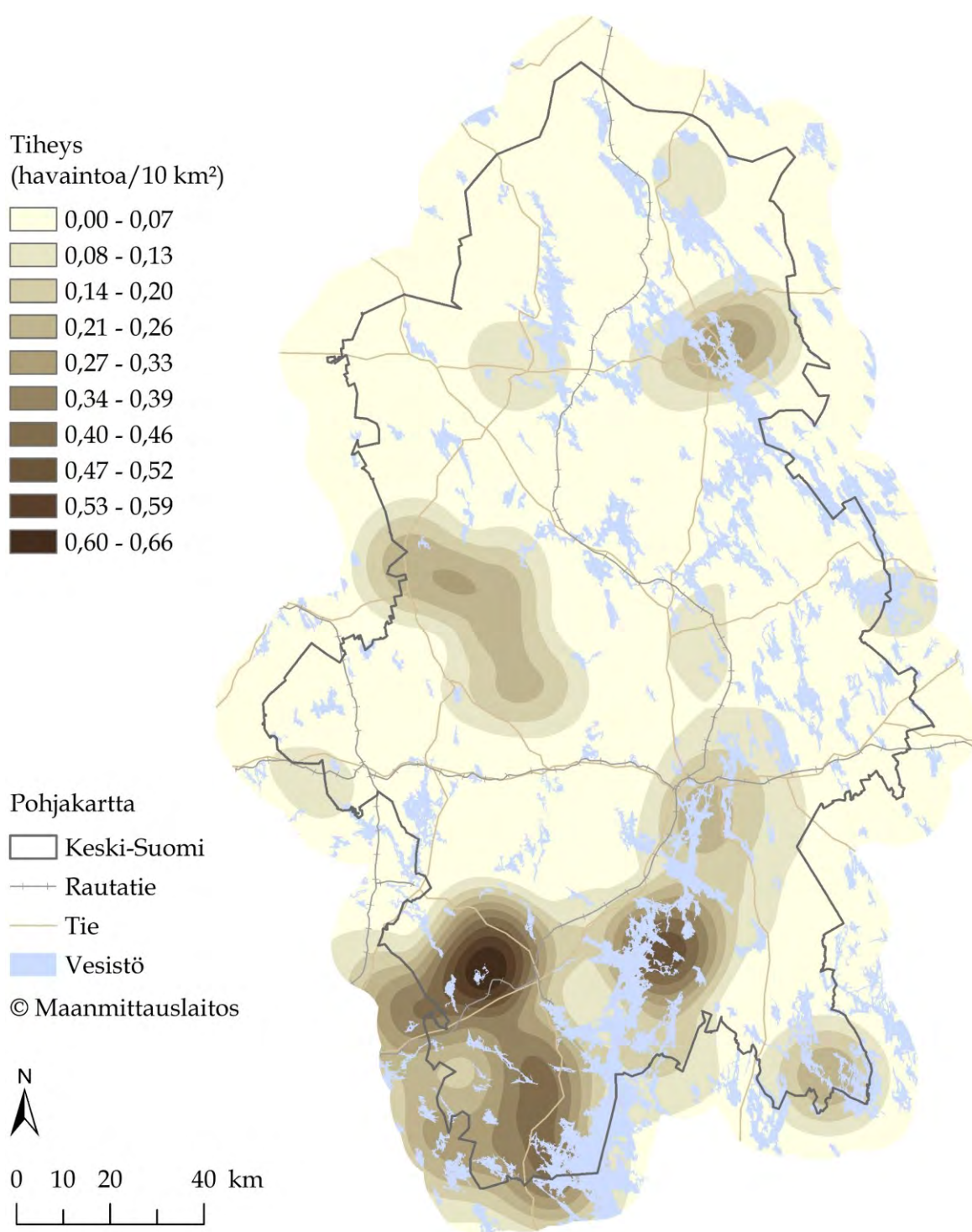
Kuva 2. Uhanalaisten ja harvinaisten sienien havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 867 havaintoon. Lähdeaineisto: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



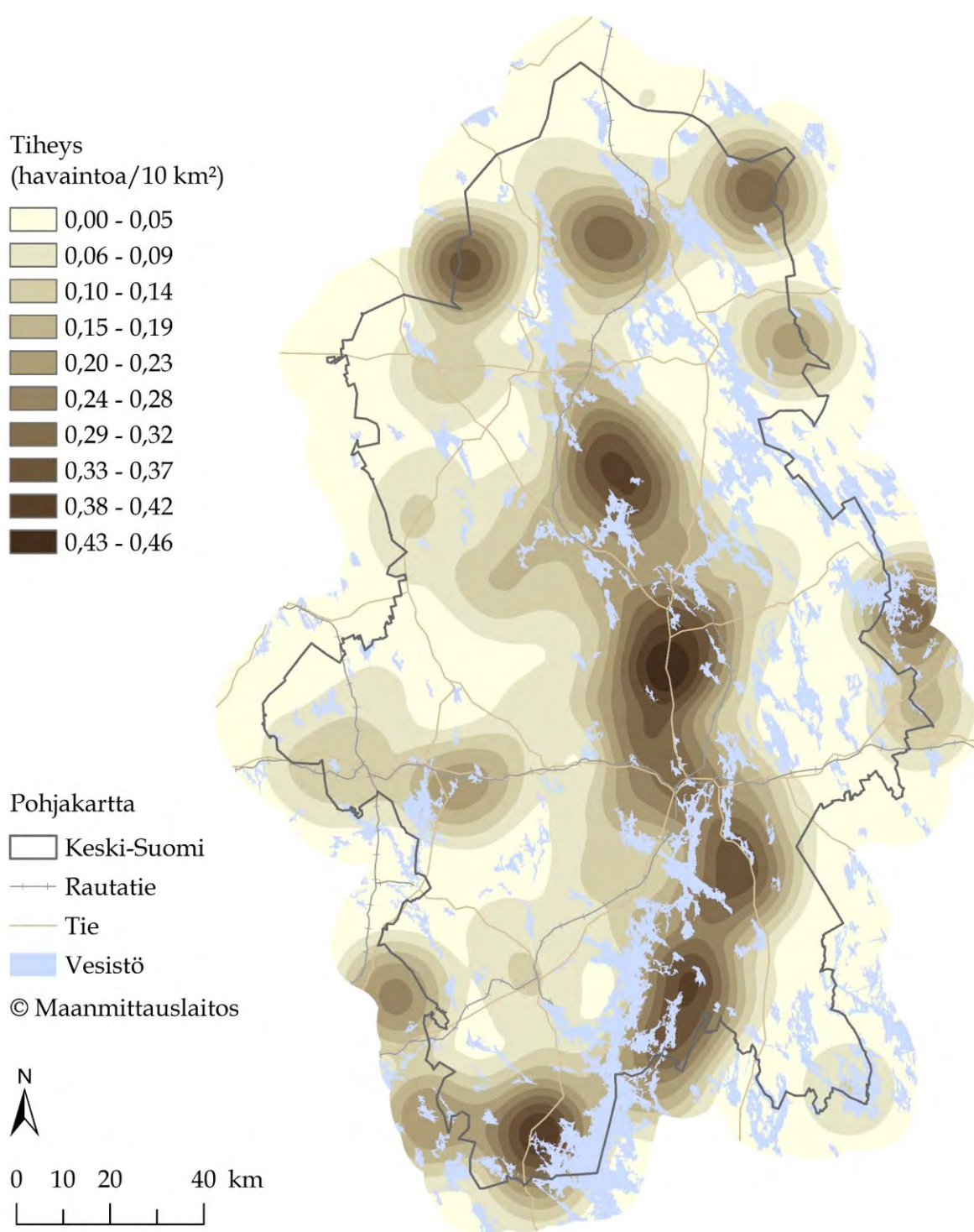
Kuva 3. Uhanalaisten ja harvinaisten kovakuoriaisten havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 439 havaintoon. Lähdeaineisto: Eliölajitietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



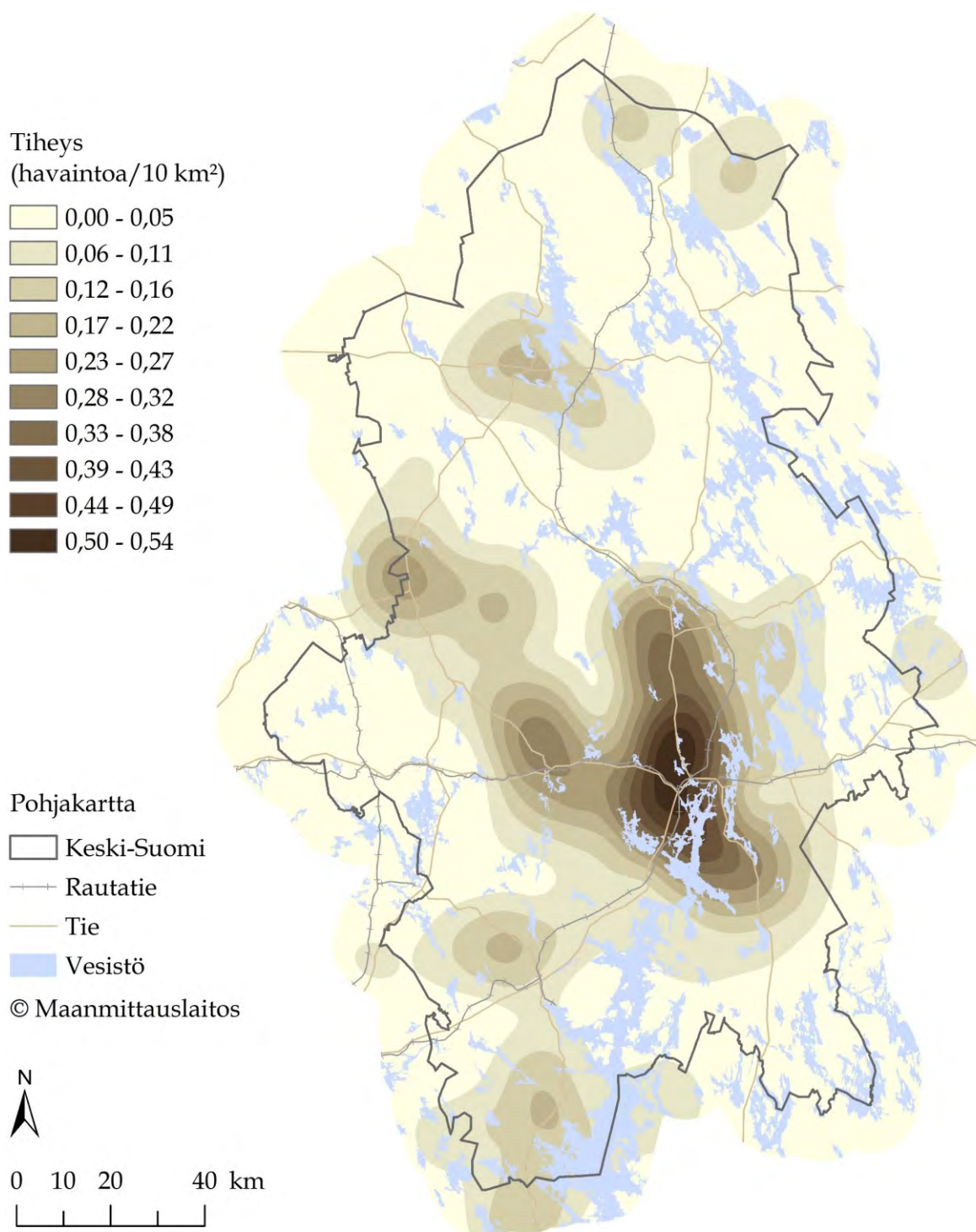
Kuva 4. Uhanalaisten ja harvinaisten sammalten havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 1383 havaintoon. Lähdeaineisto: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



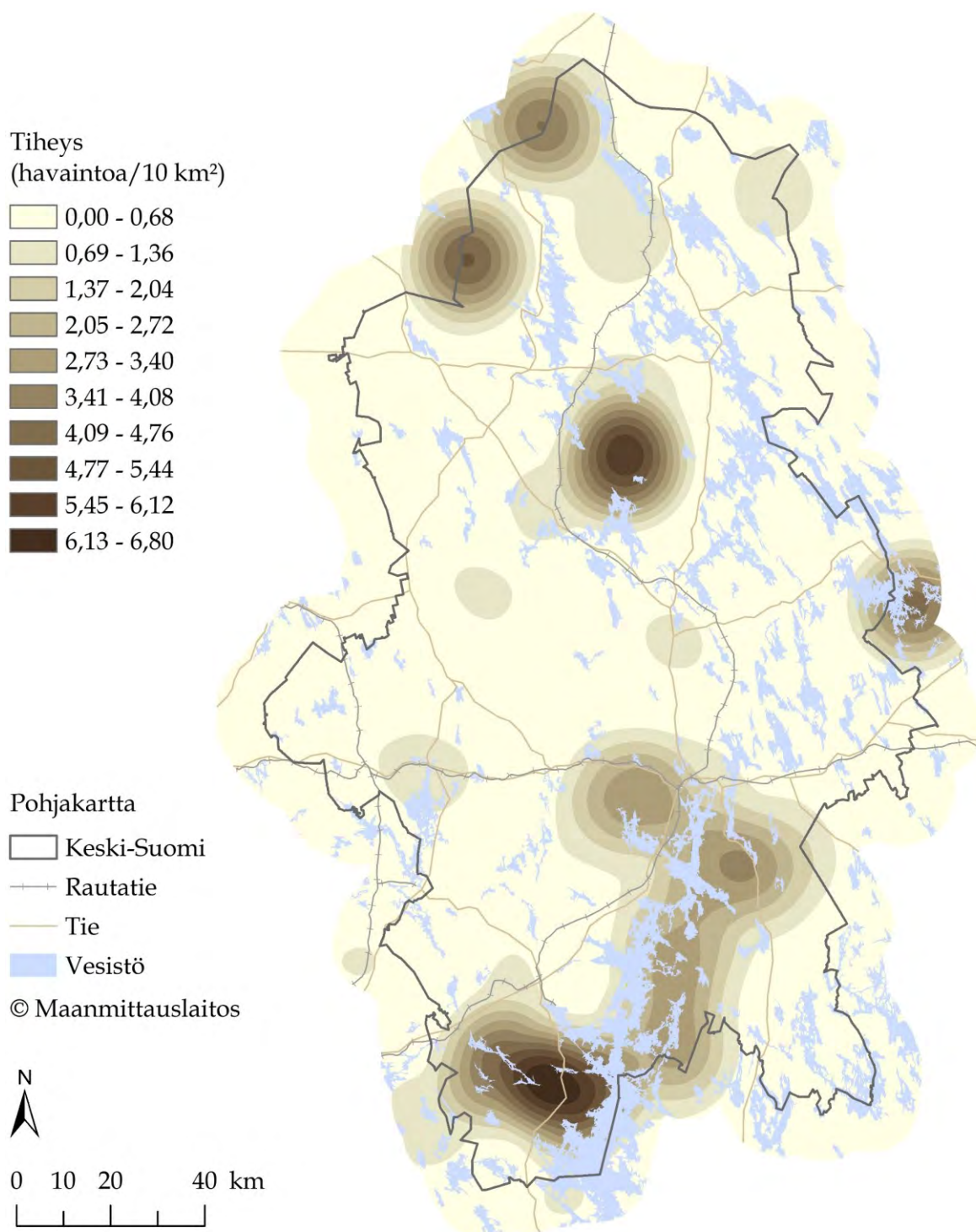
Kuva 5. Uhanalaisten ja harvinaisten kalliolajien havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 231 havaintoon. Lähdeaineisto: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 6. Uhanalaisten ja harvinaisten korpilajien havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 277 havaintoon. Lähdeaineisto: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 7. Uhanalaisten ja harvinaisten puro- ja lähteikkölajien havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 189 havaintoon. Lähdeaineisto: Eliölajitietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 8. Ensisijaisesti vanhoissa metsissä ja lehdoissa esiintyvien uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintokeskittymät perustuen ajalla 2000–2015 tehtyihin 2300 havaintoon. Liito-oravan havainnot eivät ole mukana tarkastelussa. Lähdeaineisto: Eliölajit-tietojärjestelmä TAXON, © SYKE, Metsähallitus ja ELY-keskukset 2016. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

LIITE 5. Suurikokoiset arvokkaat luontokohteet

Taulukko 1. Suurikokoiset (yli 18 km²) arvokkaat luontokohteet tutkimusalueella (Keski-Suomi + 10 km). Kohteet sijaitsevat 24 alueella, jotka esitetään kuvassa 13 (s. 98). Alueilla sijaitsevat pienemmät kansallispuistot ja luonnonpuistot ilmoitetaan suluissa. MAO on valtakunnallisesti arvokas maisema-alue ja RSO rantojensuojeluohjelma-alue. Lähteet: SYKE 2010a, 2015c, Metsähallitus 2015.

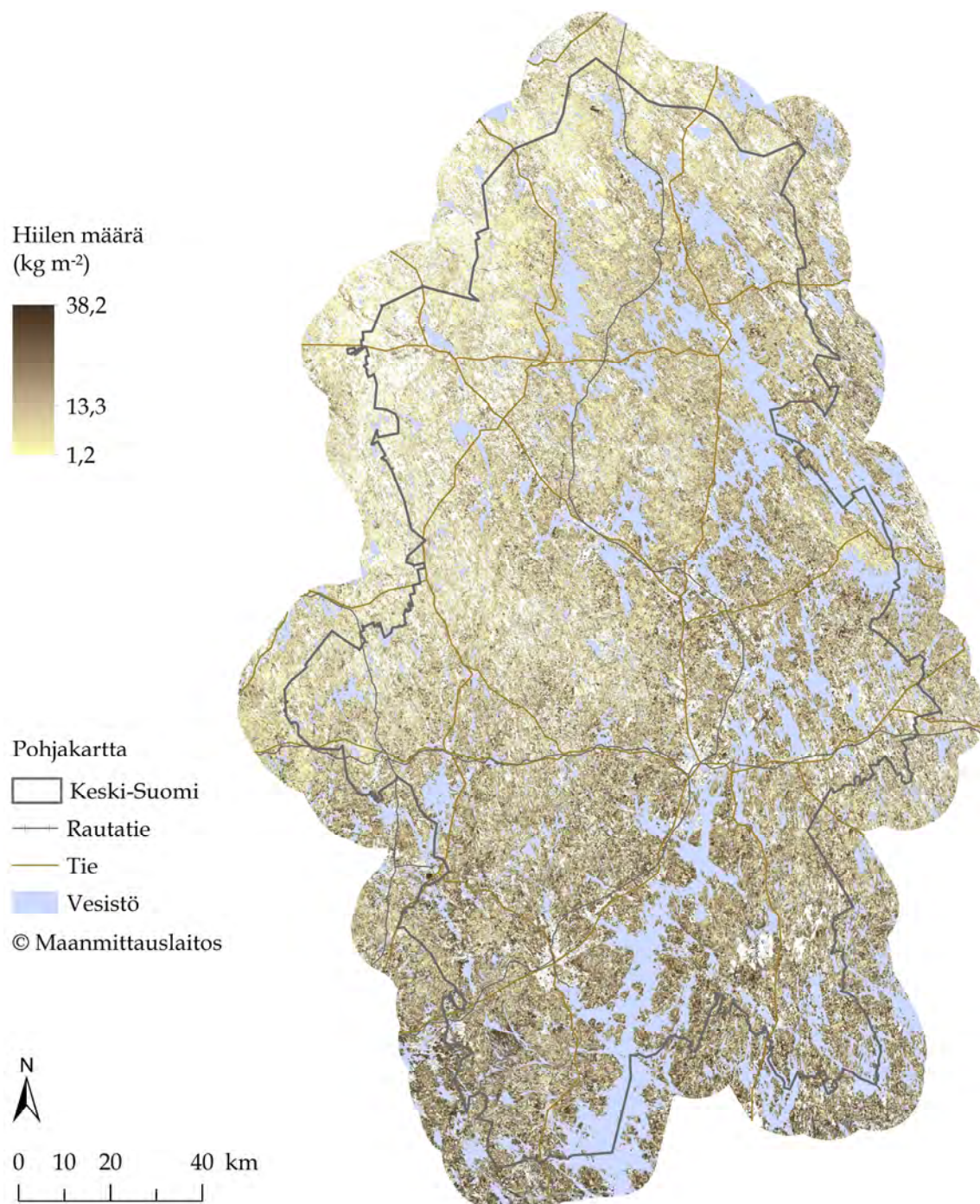
Alue	Arvokkaat luontokohteet
1	Reisjärven Keskikylän–Kangaskylän MAO
2	Muurasjärven MAO
3	Salamajärven Natura 2000 -alue, Salamajärven kansallispuisto (Salamanperän luonnonpuisto)
4	Koliman Natura 2000 -alue ja RSO
5	Seläntauksen soiden Natura 2000 -alue
6	Ylä-Keiteleen Natura 2000 -alue
7	Pohjoisnevan Natura 2000 -alue
8	Kivijärven Natura 2000 -alue ja RSO
9	Haukisuon–Härkäsuon–Kukkonevan Natura 2000 -alue
10	Pyhä-Häkin alueen Natura 2000 -alue (Pyhä-Häkin kansallispuisto)
11	Pyhäjärven Natura 2000 -alue ja RSO
12	Saarijärven reitin MAO
13	Konneveden–Kalajan–Niinivuoren Natura 2000 -alue, Konneveden RSO (Etelä-Konneveden kansallispuisto)
14	Ähtärin reitin MAO
15	Pihlajaveden ja yläjuoksun pienvesien Natura 2000 -alue
16	Haapasuon–Syysniemen–Rutajärven–Kivijärven Natura 2000 -alue, Leivonmäen kansallispuisto, Rutajärven RSO
17	Putkilahden MAO
18	Puulaveden Natura 2000 -alue ja RSO
19	Edessalon–Haukkasalon Natura 2000 -alue, Päijänteen keskiosan RSO
20	Isojärven–Arvajanreitin Natura 2000 -alue, Isojärven kansallispuisto
21	Onkisaloon–Herjaanselän Natura 2000 -alue, Päijänteen keskiosan RSO
22	Suonteen pohjois- ja eteläosan Natura 2000 -alueet, Suonteen RSO
23	Jääsjärven RSO
24	Päijänteen alueen Natura 2000 -alue (Päijänteen kansallispuisto)

LIITE 6. Luontokohde- ja lajihavaintokeskittymien sijainti

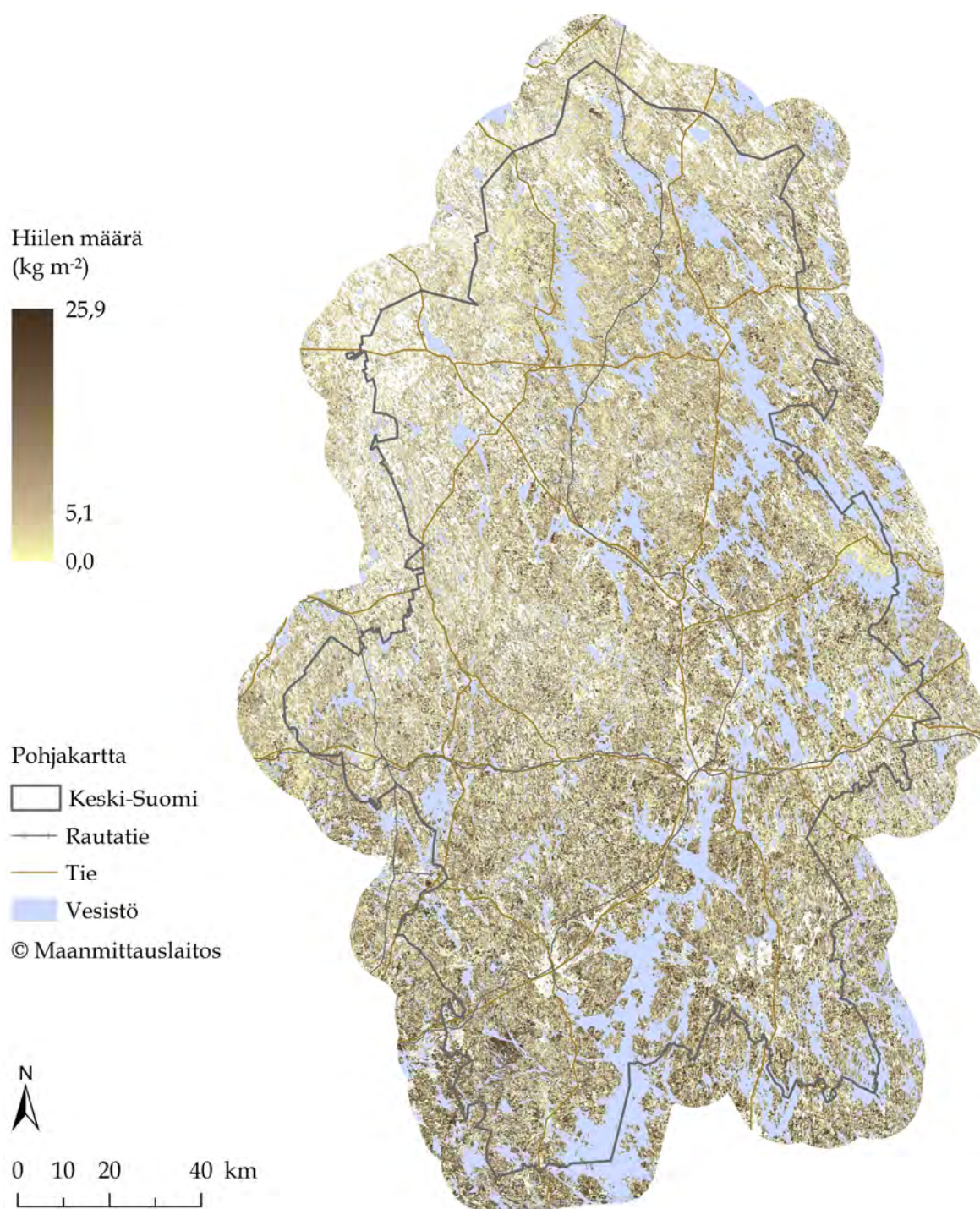
Taulukko 1. Arvokkaiden luontokohteiden sekä uhanalaisten ja harvinaisten lajien havaintojen ydinestimoinnin avulla osoitettujen merkittävimpien keskittymien sijainnit. Sijainnit esitetään seuraavasti: P on Päijänteen, K Konneveden ja S Suomenselän luontoarvokeskittymä sekä M muu sijainti. Jokaiselle aineistolle ilmoitetaan ydinestimointimenetelmällä muodostetun tiheyskartan (Keski-Suomi + 10 km) korkeimpaan tiheysluokkaan kuuluvien alueiden sijainti. Näillä alueilla tiheys on suurin tai yli 90 % suurimmasta tiheydestä. Lisäksi suluissa ilmoitetaan mahdolliset muut korkean tiheyden alueet, joilla tiheys on yli 70 % suurimmasta tiheydestä. Ydinestimoinnissa luontokohteita painotettiin pinta-alalla tai pinta-alan neliöjuurella ja lajihavainnot huomioitiin samanarvoisina.

Ydinestimoinnin avulla esitetty aineisto	Sijainti
Luonnonsuojeluohjelma-alueet	K
Natura 2000 -alueet	K
Natura 2000 -alueet (painoarvona pinta-alan neliöjuuri)	K, S (P, M)
Luonnonsuojelualueet yksityisomistuksessa olevilla mailla	K (M)
Luonnonsuojelualueet valtion mailla ja soidensuojelun toteutetut lisäkohteet	S
Arvokkaat suoalueet	S
Soidensuojelun täydennysehdotus, suojelemattomat kohteet	S (M)
Valtakunnallisesti arvokkaat geologiset muodostumat	P (M)
Valtakunnallisesti arvokkaat moreenimuodostumat	S (M)
Valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet	P (M)
Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat	S (M)
Arvokkaat metsikkökuviot yksityisomistuksessa olevilla mailla	P, S
Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (METE-kohteet)	P (K)
Kemera-lain mukaisen ympäristötuen kohteet	P, K
METSO-ohjelmaan mahdollisesti soveltuvat kohteet	P
Muut arvokkaat elinympäristöt	S
Arvokkaat luontokohteet (yhteensä)	K
Arvokkaat luontokohteet (yhteensä, painoarvona pinta-alan neliöjuuri)	P
Sammalet	P
Jäkälät	M
Sienet	S
Kovakuoriaiset	P
Vanhojen metsien, lehtojen ja runsaasti lahoppuuta sisältävien nuorempien metsien lajit	P (S, M)
Lettojen ja lettonevojen lajit	S, M
Korpilajit	M (P, S)
Lähteikköjen ja purojen lajit	P
Kalliolajit	P, M
Eliölajit-tietokannan kaikki lajit lukuun ottamatta liito-oravaa	P (M)

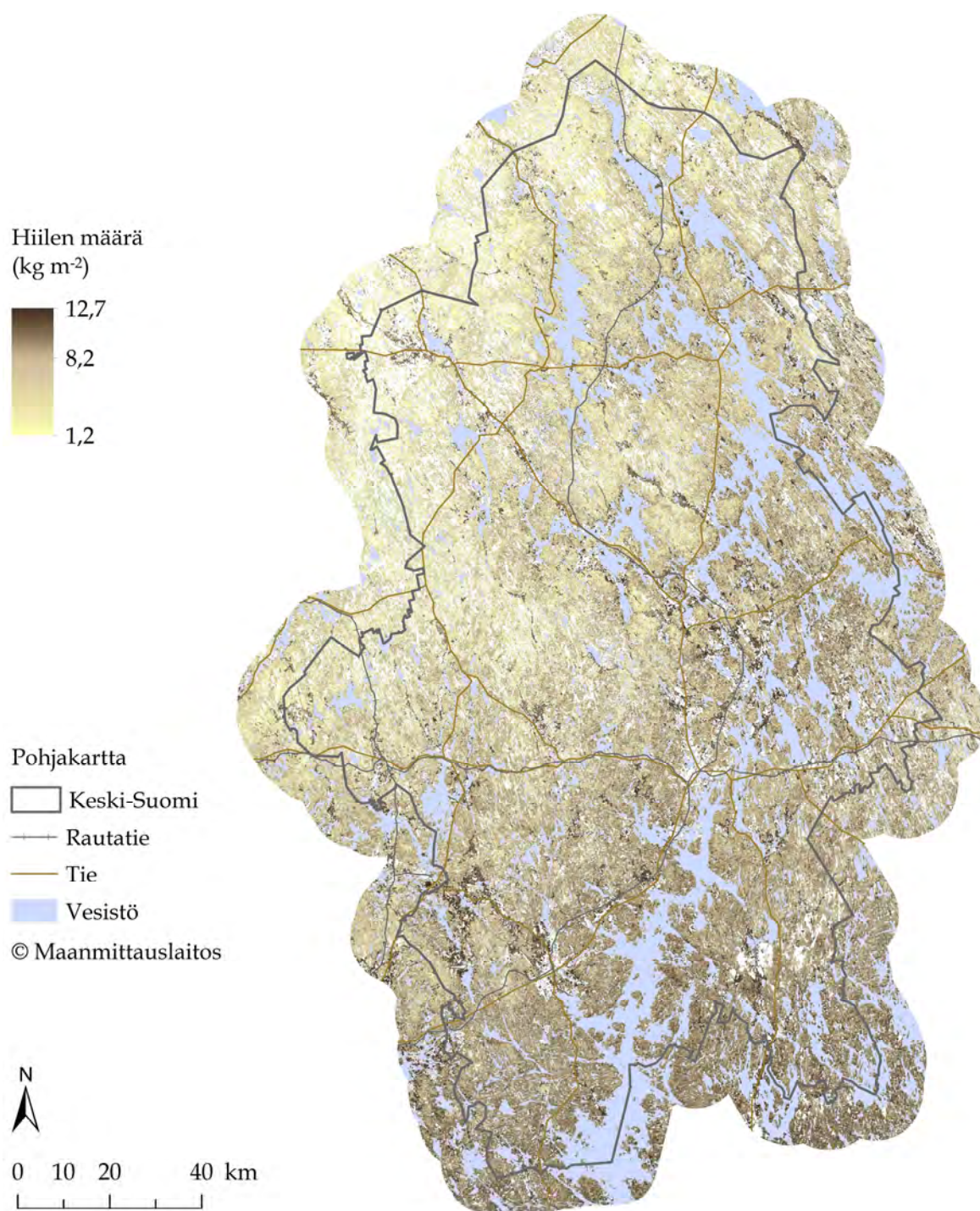
LIITE 7. Ekosysteemipalvelukartat



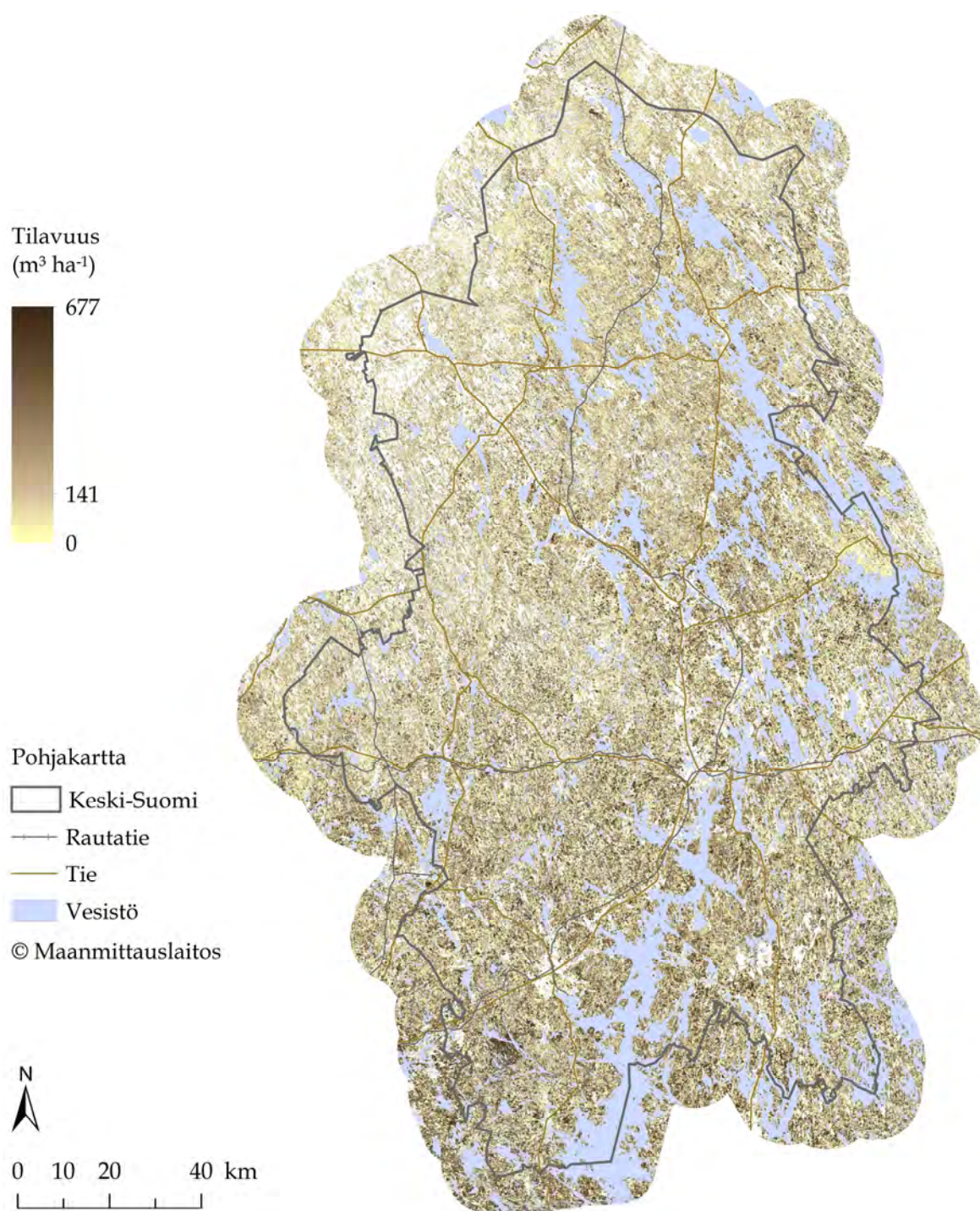
Kuva 1. Kivennäismaiden metsien hiilivarastojen alueellinen jakautuminen. Lähdeaineistot: Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013, © Luke 2015; Säähavaintojen vuorokausiarvot, © Ilmatieteen laitos 2016; Maaperä 1:200 000, © GTK 2010. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 2. Biomassan hiilivarastot kivennäismailla kasvavissa metsissä. Lähdeaineisto: Monilähteen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013, © Luke 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 3. Maaperän hiilivarastot metsätalousmaiden kivennäismaa-alueilla. Lähdeaineistot: Monilähteen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013, © Luke 2015; Säähavaintojen vuorokausiarvot, © Ilmatieteen laitos 2016; Maaperä 1:200 000, © GTK 2010. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.



Kuva 4. Puuston määrä metsätalousmaiden kivennäismaa-alueilla. Lähdeaineisto: Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013, © Luke 2015. Pohjakartta: Kuntajako 1:10 000 (2014), Maastotietokanta (2015), Yleiskartta 1:1 000 000 (2015) ja Yleiskartta 1:4 500 000 (2015), © Maanmittauslaitos.

LIITE 8. Muut arvokkaat luontokohteet

Taulukko 1. Tutkielmassa huomioimatta jätettyjä arvokkaiden luontokohteiden aineistoja sekä aineistojen kohdemäärät (N) ja pinta-alat (A) Keski-Suomessa. Lukujen lähteinä on käytetty paikkatietoaineistoja ja raportteja, ja lähde on tarvittaessa merkitty tähtimerkillä (*). Paikkatietoaineistojen luvut ovat usein suurempia kuin raporteissa esitetyt luvut, koska aineistojen lukuihin voitiin laskea mukaan mahdolliset kahden maakunnan alueella sijaitsevat kohteet. Raporteissa kaikkia näitä kohteita ei ollut välttämättä huomioitu. Osa taulukon aineistoista on osittain päällekkäisiä keskenään tai tutkielmassa käytettyjen aineistojen kanssa.

Aineisto	N	A (km ²)
Valtakunnalliseen suojeluverkostoon kuulumattomat maakuntakaavan luontokohteet 1.1.2016 (Välivaara 2017)	167	135
Maakunnallisesti arvokkaat maisema-alueet ja valtakunnallisesti arvokkaiksi maisema-alueiksi ehdotetut alueet (Koski 2016)	58	615
Pohjavesialueet (SYKE 2020), joilla on arvoa vedenhankinnan tai pintavesi- ja maaekosysteemien kannalta	272	519
Koskiensuojelulailla suojellut vesistöt (SYKE 2010b)	11	4573
Suomenselän ja Maanselän suojelu- ja ennallistamisesityksen eli SuoMaa-hankkeen kohteet (Suomen luonnonsuojeluliitto 2016a, 2016b*)	42	61
Kansallisomaisuus turvaan -selvityksessä osoitetut luontoarvoiltaan merkittävät alueet (Eräjää ym. 2012, WWF Suomi ym. 2012*)	33	43
Kansallisomaisuus turvaan -selvityksessä osoitetut mahdollisesti arvokkaat alueet (Eräjää ym. 2012, WWF Suomi ym. 2012*)	7	9
Suomen tärkeät lintualueet eli FINIBA-alueet (Leivo ym. 2002, BirdLife Suomi 2012*)	20	1211
Maakunnallisesti tärkeät lintualueet eli MAALI-alueet (Aalto 2013, Pihjala 2013, BirdLife Suomi 2020*)	73	358
Hiljaiset alueet (Jäntti 2013)	36	1576
Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikat (Keski-Suomen ELY-keskus 2017), 2004–2016	211	58
Luonnonmuistomerkit (Keski-Suomen ELY-keskus 2016a)	147	-
Luonnonsuojelullisesti ja kalataloudelliset arvokkaat pienvedet (Keski-Suomen ELY-keskus 2016b)	125	23
Perinnebiotoopit (Keski-Suomen ELY-keskus 2016c)	229	783
Valtakunnallisesti arvokkaat kivikot (Räisänen ym. 2018, SYKE ja GTK 2020*)	46	3