

Pro Gradu -tutkielma

**Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden
väliset allokaatiokustannukset kaupunkien
viherrakennesuunnittelussa**

Janne Hesso



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

21.5.2016

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Hesso, J.: Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden väliset allokaatiokustannukset kaupunkien viherrakennesuunnittelussa

Pro Gradu -tutkielma: 50 s.

Työn ohjaajat: Prof. Janne Kotiaho, FT Santtu Kareksela, FT Anne Laita, FT Anssi Lensu

Tarkastajat: Prof. Johanna Mappes, FT Eric Le Tortorec

Kesäkuu 2016

Hakusanat: ekosysteemipalvelut, maankäytön suunnittelu, monimuotoisuus, priorisointi, systemaattinen suojelusuunnittelu, viherrakenne (green infrastructure), Zonation.

TIIVISTELMÄ

Lähes kaikkialla maapallolla on havaittavissa, miten luonnon monimuotoisuus ja ekosysteemipalvelut ovat heikentyneet ihmispopulaation voimakkaan kasvun seurauksena. Luonnonvaroja on hyödynnetty kestäättömästi ja elinympäristöt ovat pirstoutuneet metsien hakkuiden, viljelysmaan raivaamisen ja kaupunkirakenteen hajautumisen seurauksena. Jo pitkän aikaa on kuitenkin ymmärretty, että luonnon ihmisille tuottamat hyödyt ovat riippuvaisia useista ekologisista ja evolutiivisista prosesseista, joita luonnon monimuotoisuuden eri tasot ylläpitävät. Viime vuosina voimakkaasti kehittynyt systemaattinen suojelusuunnittelu on kehitetty luomaan pitkälle aikavälille luonnon monimuotoisuutta mahdollisimman hyvin edustavia suojelualueverkostoja. Siinä hyödynnetään useita erilaisia menetelmiä ja analyysityökaluja, joita on koottu useiksi ohjelmistopaketeiksi. Koska nykyään suurin osa ihmisistä asuu kaupungeissa, on ekosysteemipalveluiden merkitys kaupunkien maankäytön suunnittelussa kasvanut voimakkaasti. Kaupunkien maankäytön suunnittelun yhteydessä onkin alettu puhua yhä enemmän viherrakenteesta. Sillä tarkoitetaan sekä luonnontilaisten että ihmistoiminnan muuttamien alueiden muodostamaa verkostoa, jonka tarkoitus on turvata luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden säilyminen maisemassa. Aiemmat tutkimustulokset ovat kuitenkin osoittaneet, että luonnon monimuotoisuus ei aina esiinny siellä missä ekosysteemipalveluita tuotetaan. Ongelmallista on myös se, että systemaattisen suojelusuunnittelun menetelmien soveltamisesta ekosysteemipalveluiden suojeluun ei ole vielä kovin paljoa kokemusta. Tässä tutkielmassa tarkasteltiin Jyväskylän kaupungin maa-alueiden priorisointia luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden esiintymisen perusteella. Tutkielmassa kehitettyjen analyysien tulosten vertailun kautta pystyttiin tarkastelemaan, sijoittuivatko luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden prioriteettialueet samoihin paikkoihin vai ilmenikö niiden sijainnin välillä allokaatiokustannuksia. Aiempia tutkimustuloksia tukien havaitsimme, että allokaatiokustannuksia esiintyi. Havaitsimme, että allokaatiokustannuksia voitiin kuitenkin pienentää tarkastelemalla luonnon monimuotoisuutta ja ekosysteemien kulttuuripalveluita samassa analyysissä. Viherrakenteen kannalta tärkeiden ekosysteemipalveluiden edustavuuden ja jatkuvuuden turvaaminen kaupunkisuunnittelussa vaatii kuitenkin myös tulevaisuudessa jatkuvaa siihen soveltuvien menetelmien kehittämistä.

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

Hesso, J.: Trade-offs between biodiversity and ecosystem services in urban green infrastructure planning

Master of Science Thesis: 50 p.

Supervisors: Prof. Janne Kotiaho, PhD Santtu Kareksela, PhD Anne Laita, PhD Anssi Lensu

Inspectors: Prof. Johanna Mappes, PhD Eric Le Tortorec

June 2016

Key Words: biodiversity, ecosystem services, green infrastructure, land use planning, prioritization, systematic conservation planning, Zonation.

ABSTRACT

We can see almost everywhere on the globe how biodiversity and ecosystem services have become weaker as the result of rapid human population growth. Natural resources have been exploited in an unsustainable way and environments have been fragmented because of deforestation, farming and the rapid expansion of cities. We have understood for a long time that the benefits people obtain from ecosystems are driven by many ecological and evolutionary processes. These processes are maintained by the levels of biodiversity. Systematic conservation planning, which has developed rapidly in recent years, has been generated to produce long-term conservation networks for biodiversity. In systematic conservation planning many methods and analyses are utilized and combined into several kinds of special softwares. Because nowadays the majority of human population lives in urban environments, the meaning of ecosystem services has grown rapidly in urban planning. In urban planning, the term green infrastructure has been introduced and the concept has become part of common discussion. Green infrastructure is a network of natural and seminatural areas, which supports biodiversity and ecosystem services in landscape. However, previous studies have shown that biodiversity does not exist always there where ecosystem services exist. One problematic thing is also that we have a little relevant experience about using of systematic conservation planning methodologies for planning sustainable use of ecosystem services. In this study, we observed the prioritization of biodiversity and ecosystem services in land areas of Jyväskylä. With the help of our developed methods, we could observe that there are trade-offs between the areas which were prioritized by the occurrence of biodiversity and ecosystem services. This was in line with previous studies. We noticed that the trade-offs got smaller when biodiversity and ecosystem services were put in the same analysis. Because the representativeness and persistence of ecosystem services are important for supporting green infrastructure, it is important also in the future to develop new methodologies which are taking ecosystem services into account in urban planning.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
1.1. Luonnon monimuotoisuus ja sen ilmeneminen kaupungeissa	5
1.2. Ekosysteemipalvelut ja niiden merkitys kaupungeissa	6
1.3. Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden yhteys	6
1.4. Uhat luonnon monimuotoisuudelle	7
1.5. Green infrastructure ja kestävä maankäytön suunnittelu Suomessa	8
1.6. Systemaattinen suojelusuunnittelu	9
1.7. Tutkimuskysymykset ja hypoteesit	11
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	11
2.1. Tutkimusalue	11
2.2. Zonation-ohjelmisto ja sen toiminta pääpiirteittäin.....	12
2.3. Zonation-ohjelmiston lähtöaineistoille asettamat vaatimukset	13
2.4. Tutkielman lähtöaineistot ja niiden työstäminen ArcGIS- paikkatietojärjestelmällä.....	13
2.5. Zonation-ohjelmiston solunpoistosäännöt ja tutkielmassa käytetty sääntö.....	21
2.6. Tutkielman analyysit ja niiden asetukset.....	22
3. TULOKSET	25
3.1. Työn päätulokset	25
3.2. Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2)	27
3.3. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5).....	28
3.4. Yhdistetty analyysi (analyysi 7)	29
3.5 Monimuotoisuus- ja kulttuuripalveluanalyysin vertailu.....	29
3.6. Yhdistetyn- ja kulttuuripalveluanalyysin vertailu	31
3.7. Yhdistetyn- ja monimuotoisuusanalyysin vertailu	32
3.8. Kulttuuripalvelu- ja monimuotoisuusanalyysin vertailu matalissa arvoluokissa	33
3.9. Kulttuuripalvelu- ja yhdistetyn analyysin vertailu matalissa arvoluokissa	34
3.10. Monimuotoisuus- ja yhdistetyn analyysin vertailu matalissa arvoluokissa	35
3.11. Kulttuuripalvelu- ja monimuotoisuusanalyysin vertailu korkeissa arvoluokissa	36
3.12. Kulttuuripalvelu- ja yhdistetyn analyysin vertailu korkeissa arvoluokissa.....	37
3.13. Monimuotoisuus- ja yhdistetyn analyysin vertailu korkeissa arvoluokissa	38
3.14. Jyväskylän viherverkostoselvityksen monimuotoisuusytimien ja ekologisten yhteyksien sijottuminen analyysien prioriteettikarttoihin nähden.....	39
3.15. Jyväskylän viherverkostoselvityksen virkistysytimien sijottuminen analyysien prioriteettikarttoihin nähden	40
3.16. Jyväskylän kaupungin METSO-inventoinnin avoimien kohteiden, kaupungin ehdottamien suojelualuevarausmerkintöjen ja viheryhteystarpeiden sijoittuminen analyysien prioriteettikarttoihin nähden	41
4. TULOSTEN TARKASTELU	42
4.1. Tutkimustulosten tulokinnassa on huomioitava useita seikkoja	44
4.2. Tutkimusaineistojen ja analyysiasetusten valintaan liittyvät epävarmuudet.....	46
4.3. Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden välisten allokaatiokustannusten pienentäminen vaatii uusia menetelmiä.....	48
4.4. Yhteenvedo Jyväskylän uutta viherosayleiskaavaa ajatellen	49
KIITOKSET	50
KIRJALLISUUS	50
LIITTEET	

1. JOHDANTO

1.1. Luonnon monimuotoisuus ja sen ilmeneminen kaupungeissa

Luonnon monimuotoisuudella tarkoitetaan kaikkea maapallolta löytyvää elämää, joka vaihtelee niin ajallisesti kuin paikallisestikin (Mönkkönen 2004). Luonnon monimuotoisuus voidaan jakaa vielä tarkemmin kolmeen tasoon: perinnölliseen eli geneettiseen, lajistolliseen eli taksonomiseen sekä ekologiseen monimuotoisuuteen. Perinnöllinen monimuotoisuus ilmenee yksilöiden, niiden muodostamien populaatioiden ja korkeampien taksonomisten yksiköiden, kuten heimojen ja sukujen välisinä eroina perinnöllisen aineksen koostumuksessa. Lajistollisella monimuotoisuudella tarkoitetaan yksinkertaisimmillaan lajien määrää jollakin alueella, mutta se kertoo myös sen, miten monipuolisesti kaikki eliöryhmät ovat edustettuina kyseisellä alueella. Ekologinen monimuotoisuus pitää sisällään ekosysteemien monimuotoisuuden eli sen, että eliölajeille sopivien elinympäristöjen määrissä ja koostumuksissa esiintyy vaihtelua. Ekologista monimuotoisuutta on myös se, että yksilöiden muodostamat ryhmät poikkeavat toisistaan koostumukseltaan, kuten ikärakenteeltaan tai lisääntymistehokkuudeltaan.

Koska luonnon monimuotoisuus koostuu useasta eri tasosta, voi kullakin tasolla esiintyvä monimuotoisuus säilyä vain, jos sitä edeltävän tason monimuotoisuuden säilyminen on turvattu (Mönkkönen 2004). Yhdellä monimuotoisuuden tasolla tapahtuvat luonnon ekologiset ja evolutiiviset prosessit tuottavat rakenteellista monimuotoisuutta seuraaville tasoille. Esimerkiksi monimuotoisuuden tasoista alin, populaatioiden välinen geneettinen monimuotoisuus, mahdollistaa perinnöllisen muuntelun kautta uusien lajien syntymisen ja sitä kautta lajistollisen monimuotoisuuden lisääntymisen. Geneettinen ja lajistollinen monimuotoisuus mahdollistavat lopulta yhdessä ekologisen monimuotoisuuden ilmenemisen.

Useat tutkimustulokset ovat osoittaneet, että luonnon lajistollinen monimuotoisuus on vähäisempää tiiviisti rakennetuissa kaupungeissa kuin maaseudulla (McKinney 2002). Väljemmin rakennettujen kaupunginosien on kuitenkin osoitettu olevan joidenkin lajiryhmien osalta maaseutua monimuotoisempia. Kaupungeissa luonnon ekologiset prosessit toimivat samoilla periaatteilla kuin maaseudulla (Niemi 1999). Kaupungit eroavat kuitenkin maaseudusta useiden bioottisten ja abioottisten tekijöidensä puolesta. Koska ihmisen toiminta on kaupungeissa monipuolista, syntyy kaupunkiin jatkuvasti uudenlaisia elinympäristötyyppejä. Ihminen myös ylläpitää luomiaan häiriöelinympäristöjä esimerkiksi leikkaamalla säännöllisesti nurmialueita. Myös ihmisten virkistytymisen voidaan nähdä toimivan häiriötekijänä (Rebele 1994). Ihmisen lemmikkieläinten, kuten kissojen on todettu vaikuttavan kaupunkien lintujen ja piennisäkkäiden määrään (Churcher 1987). Tämän lisäksi vieraslajien on havaittu levittäytyvän helpommin kaupunkiin kuin maaseudulle (Rebele 1994). Myös abioottiset tekijät, kuten tuuliolosuhteet, ilmaan ja vesiin päätyvien saasteiden määrät sekä kasvihuonekaasupitoisuudet poikkeavat kaupungeissa voimakkaasti maaseudusta (Parlow 2011). Kaupungeissa lämpötilat ovat usein myös ympäröivää maaseutua korkeammat, sillä päällystetyt tiet ja rakennukset varastoivat Auringon säteilyenergiaa itseensä tehokkaammin kuin kasvillisuus. Kaupunkien korkeampien lämpötilojen on todettu muuttavan kasvien elinkiertostrategioita esimerkiksi johtaen aikaistuneeseen kukintaan (Roetzer ym. 2000). Kaupunkien korkeampien lämpötilojen, suuremman keinotekoisien valon määrän ja ihmisiltä saatavien ruuantähteiden on havaittu aiheuttavan muutoksia myös lintujen lisääntymisajankohtiin (Partecke ym. 2004). Kaupungeissa on myös maaseutua enemmän ihmisperäistä melua muun muassa suuremmasta maantie- ja lentoliikenteestä johtuen, mikä on saanut linnut muuttamaan laulukäyttäytymistään (Slabbekoorn & Peet 2003).

1.2. Ekosysteemipalvelut ja niiden merkitys kaupungeissa

Ekosysteemipalveluilla tarkoitetaan kaikkia niitä hyötyjä, joita ekosysteemit tuottavat ihmiselle (MEA 2005, Cardinale ym. 2012). Tarkemmin määriteltynä ekosysteemipalvelut kuvaavat luonnon kotitalouksille, yhteiskunnalle ja kansantaloudelle tuottamia hyötyjä (Boyd & Banzhaf 2007). Ekosysteemipalvelut voidaan jakaa neljään luokkaan: tuotantopalveluihin, säätelypalveluihin, kulttuuripalveluihin ja ylläpitopalveluihin (MEA 2005). Tuotantopalveluita ovat esimerkiksi puhtaan veden, ruuan ja puuraaka-aineen tuotanto. Ilmaston säätelyyn, tulvien muodostumiseen ja veden laatuun vaikuttavat tekijät ovat esimerkkejä säätelypalveluista. Kulttuuripalveluita ovat esimerkiksi luonnon ihmiselle tuottamat virkistysyödyt ja hengellinen hyvinvointi. Ylläpitopalvelut ylläpitävät ekosysteemien toimintaa, kuten ravinteiden kiertoa, uuden maa-aineksen muodostumista sekä yhteyttämistä.

Edellä esitellyn neliosaisen luokittelutavan lisäksi on olemassa myös useita muita tapoja jaotella ekosysteemipalveluita (Fisher ym. 2009). Boyd & Banzhaf (2007) määrittelevät ekosysteemipalveluiksi vain sellaiset luonnon toiminnan tuotteet, joiden käyttö ja kulutus tuottavat suoria mitattavissa olevia hyötyjä ihmiskunnalle. Epäsuoria hyötyjä ihmiselle tuottavat ekologiset prosessit ja toiminnot tulisi luokitella välillisiksi ekosysteemipalveluiksi. Wallace (2007) osoittaa, että ekologisten prosessien, kuten pölytyksen ja maa-ainesten uusiutumisen tarkoituksena on tuottaa lopullisia ekosysteemipalveluita. Fisher ym. (2009) toteavat, että vasta välillisten ekosysteemipalveluiden vuorovaikutussuhteet tuottavat lopullisia ekosysteemipalveluita. Hein ym. (2006) jakavat ekosysteemipalvelut neljän luokan sijasta kolmeen luokkaan jättämällä ylläpitopalvelut luokittelun ulkopuolelle, sillä kyseisen luokan ekologiset prosessit ja toiminnot ilmenevät jo kolmessa muussa ekosysteemipalveluluokassa. Näin voidaan välttää laskemasta joidenkin ekosysteemipalvelujen arvo useampaan kertaan.

Ekosysteemipalvelut ovat keskeisessä asemassa erityisesti kaupungeissa, joissa niitä tarvitsevia ihmisiä on paljon (McDonald 2009). Kaupungistuminen on maailmanlaajuinen ilmiö ja nykyään yli puolet maapallon väestöstä asuu kaupungeissa (Wu 2010). Esimerkiksi kaupunkien katujen varsien puiden on havaittu toimivan tärkeässä asemassa kaupunki-ilman lämpötilan (Yang ym. 2004) ja rakennusten sisälämpötilojen (Akbari ym. 1997) alentamisessa kuumalla säällä sekä rakennusten suojaamisessa tuulen vaikutuksilta. Luonnon kyky puhdistaa ilman epäpuhtauksia (Yang ym. 2004), rajoittaa melun leviämistä (Veisten ym. 2012) ja ehkäistä tulvia (Xiao ym. 1998) rankkasateilla korostuvat myös tiheästi asutuilla alueilla. Kaupunkiympäristössä, jossa vallitsee kiireinen elämäntapa ja ihmisten stressitasot ovat korkeita, korostuvat erityisen voimakkaasti ekosysteemien ihmisille tarjoamat kulttuuripalvelut (Bolund & Hunhammer 1999). Kaupunkien viheralueiden on todettu toimivan keskeisessä asemassa ihmisten fyysisen ja psyykkisen hyvinvoinnin ylläpitämisessä. Esimerkiksi luonnon tarjoamat harrastusmahdollisuudet ja eläinten näkeminen ovat ihmisille keino irtautua kiireestä ja levätä.

1.3. Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden yhteys

Luonnon monimuotoisuutta ja ekosysteemipalveluita tarkastellaan usein toisistaan erillisinä käsitteinä (Mace ym. 2012). Joskus luonnon monimuotoisuus määritellään jo itsessään ekosysteemipalveluksi esimerkiksi lajirikkauden ihmiselle suoraan tuottamien hengellisten ja koulutuksellisten hyvinvointiarvojen takia. Samoin maapallon ravinnontuotantokykyä muuttuvissa olosuhteissa turvaavan viljelykasvien geneettisen monimuotoisuuden voidaan katsoa toimivan suorana ekosysteemipalveluna. On kuitenkin ymmärrettävä, että luonnon monimuotoisuuden eri tasot mahdollistavat ekosysteemipalveluita ihmiselle tuottavien ekologisten ja evolutiivisten prosessien toiminnan. Metsän eliöyhteisön toiminnan on todettu

esimerkiksi mahdollistavan makean veden tuotannon, veden puhdistuksen, veden virtauksen säätelyn, ilmaston säätelyn ja maiseman esteettisyyden (Harrison ym. 2014). Eliöyhteisöjen, lajien ja lajien muodostamien toiminnallisten ryhmien merkitystä ekosysteemipalveluiden tuottajina ei voida siis kiistää. Koska kaikki ekosysteemit ovat niiden bioottisten ja abioottisten tekijöidensä summa (Currie 2011), määrittelevät näiden tekijöiden väliset monimuotoiset vuorovaikutussuhteet ihmisen käytössä olevien ekosysteemipalveluiden laatua ja määrää (Mace ym. 2012).

Luonnon monimuotoisuuden vähenemisen tiedetään heikentävän ekosysteemien ekologisten prosessien toimintaa, kuten biomassan tuotantoa, hajotustoimintaa ja ravinteiden kiertoa (Cardinale ym. 2012). Etenkin hiilen, typen ja fosforin kierron on havaittu monin paikoin häiriintyneen pahasti (MEA 2005). Ekologisten prosessien häiriintyminen johtaa vääjäämättä myös ekosysteemipalveluiden laadun heikentymiseen (Cardinale ym. 2012). Tähän asti tunnistetuista ekosysteemipalveluista jo 60 %:n tiedetään heikentyneen (MEA 2005). Pahiten heikentyneitä ovat ekosysteemien säätely- ja kulttuuripalvelut.

1.4. Uhat luonnon monimuotoisuudelle

Reilun viidenkymmenen vuoden aikana ihminen on muuttanut maapallon ekosysteemejä nopeammin ja voimakkaammin kuin koskaan aikaisemmin ihmiskunnan historian aikana tyydyttääkseen voimakkaasta ihmispopulaation kasvusta johtuvan lisääntyneen veden, ruuan, raaka-aineiden ja polttoaineen tarpeen (MEA 2005). Väestönkasvun ja ihmisten käyttämässä teknologiassa tapahtuvien muutosten on kuitenkin jo pitkään tiedetty aiheuttavan epäsuoria muutoksia luonnon monimuotoisuudelle. Esimerkiksi tehostuneet metsien hakkuut sekä uuden viljelymaan raivaaminen ovat johtaneet eliölajien populaatiokokojen ja niiden elinympäristöjen pienenemiseen. Suurimmat ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset ekosysteemeissä näkyvät tällä hetkellä kehitysmaissa.

Viimeisen muutamana sadan vuoden aikana lajeja on kuollut sukupuuttoon ja niiden geneettinen monimuotoisuus on vähentynyt nopeammin kuin koskaan aikaisemmin (MEA 2005). Tämän lisäksi lajein levinneisyysalueet ovat alkaneet homogenisoitua eli muuttua samankaltaisiksi koko maapallon alueella evolutiivisia prosesseja vahvistavien esteiden kadotessa. Alueille ainutlaatuiset lajit ovat katoamassa ja korvautumassa vieraslajeilla sekä ihmisen muovaamissa ympäristössä menestyvillä lajeilla (McKinney 1999, MEA 2005). Maapallon nykyisistä nisäkäs-, lintu- ja sammakkolajeista 10–30 % on vaarassa kuolla sukupuuttoon (MEA 2005). Pääsyytä luonnon monimuotoisuuden vähenemiselle ovat elinympäristöjen pirstoutuminen, luonnonvarojen liikakäyttö, vieraslajit sekä ilmaston lämpeneminen (MEA 2005, Brook ym. 2008).

Elinympäristöjen pirstoutuminen on etenevä prosessi, jossa yhtenäiset elinympäristöt muuttuvat yhä pienemmiksi ja pienemmiksi toisistaan eristyneiksi elinympäristölaikuiksi (Hanski 2005, Väre & Krisp 2005). Pirstoutuneelta alueelta alkaa pian kadota lajeja ja useiden lajien geneettinen monimuotoisuus vähenee elinympäristöjen välisen muuttoliikkeen heikentyessä. Pirstoutuminen lisää myös reunavaikutuksen, kuten kovan tuulen ja auringon säteilyn alaisuudessa olevan alueen määrää (Kuulavainen ym. 2004). Elinympäristöjen pirstoutuminen johtaa metapopulaatorakenteiden lisääntymiseen luonnossa (Siitonen & Hanski 2004). Metapopulaatorakenteet ovat luonnostaan yleisiä joillakin pienikokoisilla ja elinpaikkavaatimuksiltaan erikoistuneilla lajeilla. Metapopulaatiodynamiikka perustuu ajatukseen, jossa laji esiintyy useilla elinympäristölaikuilla. Laji voi kuitenkin ajoittain kadota joltakin elinympäristölaikulta kokonaan, mutta se pystyy myös asuttamaan tyhjäksi jääneitä elinympäristölaikkuja uudestaan. Mitä pienempiä ja mitä harvemmassa metapopulaation käyttämät elinympäristölaikut ovat, sitä suurempi riski koko metapopulaatiolla on hävitä.

Kaupunkirakenteen hajautumisesta johtuva elinympäristöjen pirstoutuminen on muodostunut ongelmaksi monin paikoin Keski-Euroopassa sekä Etelä-Suomen kasvuvyöhykkeellä (Väre & Krisp 2005). Luonnontilaisten elinympäristöjen osuus vähenee, viheralueet pienenevät ja pirstoutuvat, kun teitä, muuta infrastruktuuria, asuntoja, teollisuutta rakennetaan lisää (Söderman & Saarela 2008).

1.5. Green infrastructure ja kestävä maankäytön suunnittelu Suomessa

Green infrastructure eli vihreä infrastruktuuri on strategisen suunnittelun väline, jolla pyritään kestäväan kehitykseen turvaamalla sekä luonnon monimuotoisuuden säilyminen että ekosysteemipalveluiden tarjonta (Kopperoinen ym. 2014). Naumann ym. (2011) mukaan vihreä infrastruktuuri koostuu sekä luonnontilaisten että ihmistoiminnan muovaamien alueiden muodostamasta verkostosta niin kaupunkien kuin maaseudun maa- ja vesialueilla. Se rakentuu esimerkiksi viherkatoista, pensasaidoista, pelloista ja puistoista. Vihreän infrastruktuurin alueet lisäävät ekosysteemien elinvoimaisuutta ja niiden kykyä palautua muutoksista. Ne myös ylläpitävät luonnon monimuotoisuutta ja tuottavat sekä vahvistavat ekosysteemipalveluita. Vihreäksi infrastruktuuriksi määriteltyjen alueiden tilaa voidaan kohentaa hankkeilla, joissa kunnostetaan tai palautetaan muuttuneita alueita kohti luonnontilaa tai lisätään alueiden kytkeytyneisyyttä toisiinsa. Vihreän infrastruktuurin määrää voidaan lisätä myös helposti uusia alueita suunniteltaessa.

Suomessa maankäyttöä ja rakentamista ohjaa maankäyttö- ja rakennuslaki (MRL 132/1999). Lain tarkoituksena on järjestää alueiden käyttö niin, että sillä luodaan edellytykset hyvälle elinympäristölle sekä edistetään ekologisesti, taloudellisesti, sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestäväa kehitystä. Ekologisesti kestäväan kehityksen mukaisella maankäytöllä pyritään luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseen, kestäväan energian ja luonnonvarojen käyttöön, kestäväan materiaalitalouteen sekä ympäristökuormituksen mitoittamista luonnon käsittelykyvyn mukaiseksi (Salmi 2006). Ekologisesti kestävässä maankäytön suunnittelussa on huomioitava niin yhdyskuntien sisäisten kuin laajempien luonnonalueiden sekä niiden välisten ekologisten yhteyksien säilyttäminen. Kun vihreän infrastruktuurin käsite sisällytetään kestäväan kehityksen mukaiseen maankäytön suunnitteluun, käytetään luonnonalueita toisiinsa yhdistävistä ekologisista yhteyksistä laajempaa nimitystä viheryhteys, sillä ne palvelevat eliölajien liikkumisen ohella myös ihmisten liikkumista ja virkistäytymistä (Uudenmaan liitto 2015). Vihreään infrastruktuuriin sisältyvien ekosysteemipalveluiden huomioiminen maankäytön suunnittelussa on huomattavasti laaja-alaisempaa kuin pelkän luonnon monimuotoisuuden huomioiminen, sillä se yhdistää sekä luonnontieteellisen että yhteiskuntatieteellisen tutkimustiedon (Vierikko ym. 2004, Lyytimäki ym. 2008). Huomioimalla vihreä infrastruktuuri maankäytön suunnittelussa, voidaan samalla alueella tuottaa monenlaisia ekologisia, taloudellisia ja sosiokulttuurisia hyötyjä (Naumann ym. 2011, Uudenmaan liitto 2015).

Maankäyttö- ja rakennuslain (MRL 132/1999) mukaisen maankäytön ja rakentamisen lähtökohtana on suunnitelmallisuus, jonka toteuttamiseksi on luotu kaavajärjestelmä (Jääskeläinen & Syrjänen 2010). Sen tarkoituksena on luoda edellytykset yhteiskunnan eri toimintojen ja niiden vaatimien yhteyksien sijoittumiselle. Kaavojen on kuitenkin aina perustuttava niiden merkittävät vaikutukset arvioiviin tutkimuksiin ja selvityksiin, joiden riittävyys tulee arvioida jokaisen kaava-asian kohdalta erikseen. Selvittämisvelvollisuus kaavan vaikutuksista koskee etupäässä viranomaisia, mutta myös yksittäisiä hankkeita ajavia tahoja.

Suomen alueidenkäytön suunnittelujärjestelmä koostuu valtakunnallisista alueidenkäyttötavoitteista, maakuntakaavasta, yleiskaavasta ja asemakaavasta (Turunen 2000). Kaavajärjestelmää täydentää lisäksi kunnanvaltuuston hyväksymä rakennusjärjestys,

joka käsittää kuntaa tai sen osaa koskevat määräykset (Jääskeläinen & Syrjänen 2010). Valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet ovat valtioneuvoston näkemys valtakunnallisesti merkittävistä alueidenkäyttökysymyksistä (Turunen 2000). Niiden yleis- ja erityistavoitteet ohjaavat kaikkia muita kaavatasoja. Valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet pyrkivät vahvasti edistämään kestävästä kehitystä. Ne esimerkiksi kehottavat parantamaan elinympäristön laatua sekä hyödyntämään olemassa olevaa yhdyskuntarakennetta uusien asuin-, työpaikka- ja palvelutoimintojen alueiden suunnittelussa. Maakuntakaavan laatii kunkin maakunnan liitto ja siinä esitetään alueiden käytön ja yhdyskuntarakenteen periaatteet ja osoitetaan maakunnan kehittämisen kannalta tarpeellisia alueita (Turunen 2000, Jääskeläinen & Syrjänen 2010). Maakuntakaavassa korostuu valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden yleistavoitteiden käytäntöön paneminen. Maakuntien kehitykseen vaikuttavat lisäksi maakuntasuunnitelma ja maakuntaohjelma (Turunen 2000). Yleiskaavan laatii kunta ja sen tarkoituksena on ohjata yleispiirteisesti kunnan yhdyskuntarakennetta maankäyttöä, mutta sitä voidaan myös käyttää suoraan rajatun alueen maankäytön ja rakentamisen ohjaamiseen (MRL 132/1999). Kuntien tulee käyttää yleiskaavaa ohjeena laatiessaan ja muuttaessaan asemakaavoja. Asemakaavoilla osoitetaan alueita eri tarkoituksiin sekä ohjataan rakentamista ja muuta maankäyttöä yksityiskohtaisesti. Asemakaavaa laadittaessa tulee lisäksi huomioida paikalliset olosuhteet, kaupunki- ja maisemakuva, hyvä rakentamistapa ja olemassa olevien rakennuskannan hyödyntäminen.

1.6. Systemaattinen suojelusuunnittelu

Ihminen on jo pitkään suojellut alueita, mutta kohdistanut suojelutoimet usein luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta täysin vääränlaisiin paikkoihin (Margules & Pressey 2000). Suojelun kohteeksi on valittu pääosin taloudellisista syistä vähätuottoisia ja kaukana asutuksesta sijaitsevia alueita (Pressey 1996). Tämän seurauksena erilaisia elinympäristötyyppejä ei ole suojeltu tasapuolisesti, vaan niiden jakauma on pahasti vinoutunut. Ihmislajeille on ollut tähän saakka tyypillistä ryhtyä suojelutoimenpiteisiin vasta, kun jokin laji on ollut sukupuuton partaalla (Drechsler ym. 2011). Tällaisen viime hetkellä reagoinnin on kuitenkin todettu tulevan kalliimmaksi kuin ennakoivan suojelusuunnittelun.

Systemaattisen suojelusuunnittelun ja sen toimintamallien avulla voidaan sekä suunnitella että panna täytäntöön erilaisia suojelutoimia huomioiden samalla toimien kustannustehokkuus (Margules & Pressey 2000, Kukkala & Moilanen 2012). Systemaattinen suojelusuunnittelu voidaan jakaa karkeasti kuuteen vaiheeseen. Ensimmäisenä on määritettävä, mitä luonnon monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä tullaan käyttämään alueiden arvottamisen perusteena. Piirteet tulee valita siten, että ne toimisivat indikaattoreina yleisemmän tason monimuotoisuudesta (Margules & Pressey 2000, Sarkar & Margules 2002). Esimerkiksi jonkin hyönteisryhmän esiintymisen voidaan nähdä kertovan samalla kasvien lajistollisesta monimuotoisuudesta (Margules & Pressey 2000). Samoin jonkin kasvillisuustyypin esiintymisen voidaan nähdä heijastavan samalla muiden lajiryhmien monimuotoisuutta. Toisessa vaiheessa piirteille on asetettava tarkat suojelutavoitteet, jotta varmistetaan suojelualueiden edustavuudesta ja jatkuvuudesta (Margules & Pressey 2000, Kukkala & Moilanen 2012). Kolmantena on selvitettävä ja ymmärrettävä, mitkä suojelutavoitteista toteutuvat jo suojelluilla alueilla. Neljäntenä etsitään olemassa olevia suojelualueita parhaiten täydentäviä alueita riittävän yksinkertaisilla, mutta tarkkoilla laskennallisilla menetelmillä. Viidennessä vaiheessa suojelutoimet pannaan käytäntöön huomioiden samalla maankäytön sille asettamat rajoitteet. Viimeisessä vaiheessa on määriteltävä tarkat päämäärät ja menetelmät, joilla voidaan sekä seurata että turvata suojeluun valittujen alueiden säilyminen myös pitkällä aikavälillä.

Jotta systemaattinen suojelusuunnittelu olisi mahdollisimman tehokasta, on siinä hahmotettava samanaikaisesti useita tekijöitä, kuten joidenkin alueiden ainutlaatuisuus ja korvaamattomuus, alueiden toisiaan täydentävyys, eri maankäyttömuotojen mukanaan tuomat kustannukset sekä tulevaisuuden uhkakuvat (Kukkala & Moilanen 2012). Lisäksi systemaattinen suojelualuesuunnittelussa tarjoaa mahdollisuuden huomioida maanomistajien, viranomaisten, tutkijoiden ja muiden tahojen mielipiteet sekä toisistaan poikkeavat intressit.

Yksi merkittävä systemaattisen suojelusuunnittelun osa-alue on spatiaalinen suojelupriorisointi (Lehtomäki & Moilanen 2013). Se perustuu yleimmän tason systemaattista suojelusuunnittelua vahvemmin tarkkojen suojelutavoitteiden määrittämiseen sekä suojelutyön taloudelliseen ja ajankäytölliseen tehokkuuteen (Wilson ym. 2007). Lehtomäki & Moilanen (2013) jakavat spatiaalisen suojelupriorisointiprosessin viiteen vaiheeseen. Sen ensimmäisessä vaiheessa asetetaan tarkat suojelutavoitteet, eli päätetään, mitä halutaan suojella vallitsevien rajoitteiden puitteissa. Samalla todetaan, tarvitseeko suojelutyössä käyttää spatiaalisen suojelusuunnittelun menetelmiä. Toisessa vaiheessa valmistellaan ekologinen malli, mikä käsittää muun muassa luonnon monimuotoisuutta kuvaaville piirteille annettavien painoarvojen ja niiden välisen kytkeytyneisyyden määrittelyä. Spatiaalisen suojelupriorisoinnin kolmannessa vaiheessa kerätään valittuja luonnon monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä kuvaavat spatiaaliset aineistot ja muokataan ne priorisaatioprosessiin soveltuviksi. Neljännessä vaiheessa suoritetaan itse priorisaatioprosessi ja viidennessä vaiheessa tulkitaan sen tuloksia.

Spatiaalisen suojelualuesuunnittelun avuksi on kehitetty useita erilaisia laskennallisia menetelmiä (Cabeza & Moilanen 2001, Kukkala & Moilanen 2012). Kaikkein yksinkertaisimmat lajirunsauteen perustuvat menetelmät valitsevat suojeluun alueita vain niiden sisältämän lajimäärän perusteella (Cabeza & Moilanen 2001). Ne pyrkivät minimoimaan suojeluun vaadittavien alueiden määrän valitsemalla kaikkien mahdollisten alueiden joukosta jo valittujen alueiden lajimäärää parhaiten täydentäviä alueita (Csuti ym. 1996). Toiset menetelmistä taas valitsevat alueita suojeluun huomioiden sekä tarkasteltavan alueen sisältämän lajimäärän että lajien suhteellisen harvinaisuuden kaikkien mahdollisten alueiden joukossa. Näitä spatiaaliseen suojelualuesuunnitteluun kehitettyjä analyysityökaluja on saatavana useina erilaisina ohjelmistopaketteina (Moilanen ym. 2011, Mikkonen 2012). Eniten käytetty ohjelmistopaketti on Marxan (Watts ym. 2009). Muita ohjelmia ovat muun muassa C-Plan (Cowling ym. 2003), ConsNet (Ciarleglio ym. 2009), ResNet (Kelley ym. 2002) ja Zonation (Moilanen ym. 2005).

Chan ym. (2006) huomauttavat, että vaikka ihminen on toteuttanut kiihtyvään tahtiin erilaisia systemaattisia luonnonsuojeluun liittyviä projekteja, ei ekosysteemipalveluiden suojelutyössä ole vielä totuttu käyttämään samanlaisia systemaattisia menetelmiä. Ekosysteemipalveluiden systemaattiseen suojelutyöhön soveltuvien menetelmien kehitystyö on ollut tähän asti melko hidasta. Tämä johtuu pääosin siitä, että ekosysteemipalvelut ovat usein huonosti tiedossa niin paikallisella kuin alueellisella tasolla, koska niiden suojeleminen ei ole ollut koskaan poliittisten toimijoiden päätavoitteena. Koska ekosysteemipalveluiden merkitys on tiedostettu jo jonkin aikaa ja niistä on kirjoitettu yhä enemmän, ovat paineet ekosysteemipalveluiden systemaattiseen huomioimiseen kaupunkien maankäytön suunnittelussa kasvaneet voimakkaasti. Monet tulevaisuuden haasteista kohdistuvatkin tällä hetkellä suurelta osin siihen, miten ekosysteemipalvelut saadaan sisällytettyä erilaisiin alueiden käytön suunnittelujärjestelmiin (De Groot ym. 2010, Portman 2013).

Suojelusuunnittelutyössä on havaittu, että luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden esiintymisen välillä vallitsee sekä positiivisia että negatiivisia korrelaatioita (Chan ym. 2006, Turner ym. 2007). Positiivisten korrelaatioiden on tosin

havaittu olevan melko heikkoja (Chan ym. 2006, Egoh ym. 2009). Kremen ym. (2005) mainitsevat, että mahdollisuudet ylläpitää luonnon monimuotoisuutta ja ekosysteemipalveluita samoilla alueilla vaihtelevat ekosysteemipalveluittain. Ekosysteemien kulttuuripalveluihin kuuluvien virkistysarvojen ylläpito samoilla alueilla luonnon monimuotoisuuden kanssa on esimerkiksi helpompaa kuin monen muun ekosysteemipalvelun ja luonnon monimuotoisuuden samanaikainen ylläpito (Chan ym. 2006, Egoh ym. 2009). Varmaa on kuitenkin se, että ekosysteemipalveluiden huomioon ottaminen luonnon monimuotoisuuden rinnalla suunnittelutyössä siirtää alueiden priorisointia uusille alueille sekä muuttaa suojelutavoitteita perinteiseen suojelualuesuunnitteluun nähden (Chan ym. 2006).

1.7. Tutkimuskysymykset ja hypoteesit

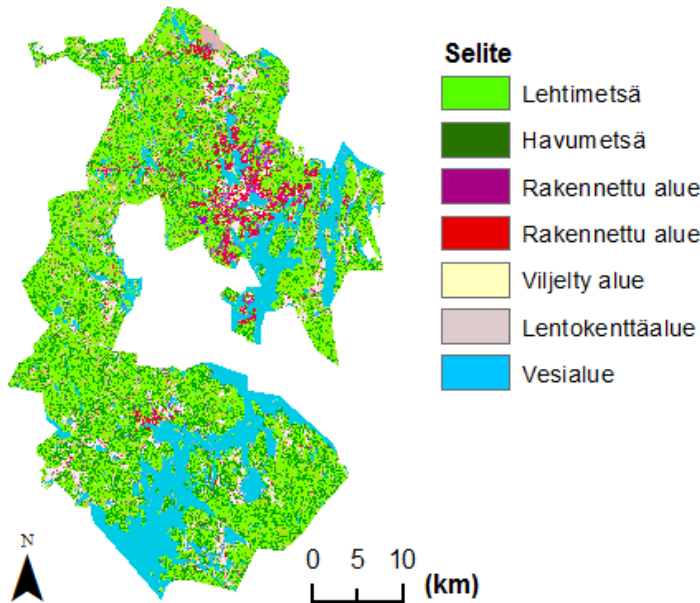
Tämän pro gradu -tutkielman tavoitteena on selvittää, miten Zonation-ohjelmistoa hyödyntämällä voidaan löytää Jyväskylän kaupungin arvokkaimpia maa-alueita niin luonnon lajistollista kuin ekologista monimuotoisuutta sekä ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavien paikkatietoaineistojen perusteella. Tutkielmassa keskitytään erityisesti selvittämään, sijaitsevatko luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden esiintymisen kautta priorisoidut alueet samoissa paikoissa, vai ilmeneekö niiden välillä allokaatiokustannuksia. Allokaatiokustannuksilla tarkoitetaan tässä työssä sitä, että jos luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden painopistealueet sijaitsevat eri alueilla, ei tietyllä maapinta-alalla voida turvata samanaikaisesti molempien piirteiden edustavuuden ja jatkuvuuden säilymistä maisemassa heikentämättä jompaakumpaa piirrettä. Tutkielmassa suunnitellaan ja toteutetaan useita erilaisia analyysejä, joiden lopputuloksia vertaillaan toisiinsa sekä Jyväskylässä aiemmin asiantuntijatyönä laadittuun viherverkostoselvitykseen (Lehtinen 2012), Jyväskylän kaupungin laatimiin ehdotuksiin uusista suojelumerkinnöistä yleiskaavoihin ja sellaisiin Jyväskylän kaupungin omistamiin METSO-inventoinnin kohteisiin, joiden tulevaisuus on tällä hetkellä avoin. Vertailun tarkoituksena on selvittää, kuinka paljon asiantuntijatyönä laadittu kohdekohtainen tarkastelu eroaa spatiaalisessa suojelusuunnittelussa käytettävän laskentaohjelmiston tekemästä priorisoinnista. Työn tuloksista laaditaan raportti, jota Jyväskylän kaupunki tulee jatkossa hyödyntämään uuden viherosayleiskaavan laadintatyössä. Olettamuksena on, että luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden edustavuuden sekä jatkuvuuden turvaaminen Jyväskylässä vaatii erilaisia maa-alueita, koska Zonation-ohjelmisto arvottaa alueita eri tavoin riippuen analyyseiden asetuksista ja aineistoista. Olettamuksena on siis, että näiden erilaisten piirrejoukkojen kautta priorisoitujen alueiden välillä esiintyy allokaatiokustannuksia. Toisena olettamuksena on, että asiantuntijatyönä arvokkaiksi määritellyt kohteet sijoittuvat myös Zonation-ohjelmistossa arvokkaiksi.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Tutkimusalue

Tarkastelualueena tässä pro gradu -tutkielmassa on Jyväskylän kaupungin maa-aluekokonaisuus Keski-Suomen maakunnassa. Tarkastelualueen kokonaispinta-ala on 1467 neliökilometriä, josta maa-alueita on yhteensä 1171 neliökilometriä (Lehtinen 2012). Väkiluku oli vuoden 2014 lopussa 135 780 asukasta (Jyväskylän kaupunki). Jyväskylän maisemarakennetta hallitsevat voimakkaat maastonmuodot, metsäisyys ja vesistöjen runsaus (Lehtinen 2012). Jyväskylä sijoittuu metsäkasvillisuusvyöhykejaottelussa lähes täysin eteläboreaaliselle vyöhykkeelle, Järvi-Suomeen (2b). Pieni osa Jyväskylän luoteiskulmasta

luokitellaan kuitenkin keskiboreaaliseen vyöhykkeeseen, Pohjanmaahan (3b). Omat haasteensa Jyväskylän maankäytön suunnittelulle aiheuttavat suurten järvien, valtateiden ja asutuksen eliölajeille aiheuttama voimakas estevaikutus. Myös peltoalueet aiheuttavat paikoittain ongelmia etenkin metsäyhteyksistä riippuville lajeille. Yleiskuvan Jyväskylän kaupungin maa- ja vesialueista saa kuvasta 1.



Kuva 1. Karttakuvassa on esitetty Jyväskylän kaupungin kuntarajojen sisäpuolella sijaitsevat maa- ja vesialueet Suomen ympäristökeskuksen CORINE Land Cover 2012 -paikkatietoaineiston väriskaalan mukaisesti. Sininen väri kuvaa vesistöjä ja muut värit erilaisia maa-alueita.

2.2. Zonation-ohjelmisto ja sen toiminta pääpiirteittäin

Tässä työssä Jyväskylän maa-alueiden priorisointiin käytettiin Zonation-menetelmää. Zonation on paikkatietopohjainen laskenta-ohjelmisto, joka on kehitetty Helsingin yliopistossa professori Atte Moilasan johtamassa suojelubiologian informatiikan tutkimusryhmässä. Ohjelmiston avulla pystytään priorisoimaan spatiaalisesti luonnonsuojelun kannalta arvokkaita alueita maankäytön suunnittelun tueksi (Moilanen ym. 2014). Sen avulla voidaan löytää arvokkaita alueita turvaamaan elinympäristöjen laatua ja kytkettyneisyyttä useille erilaisille luonnon monimuotoisuutta ja ekosysteemipalveluita kuvaaville rasterimuotoisille piirteille samanaikaisesti. Piirteellä tarkoitetaan esimerkiksi lajeja, niiden geneettistä vaihtelevuutta, eliöyhteisöjä tai elinympäristötyyppejä. Ohjelmiston käyttäjän on mahdollista asettaa valitsemilleen piirteille toisistaan poikkeavia painoarvoja esimerkiksi niiden harvinaisuuden, korvaamattomuuden tai taloudellisten syiden takia. Tyypillisesti suuria painoarvoja annetaan laajemmassa mittakaavassa esimerkiksi IUCN:n uhanalaisuusluokituksessa uhanalaisiksi määritetyille lajeille, harvinaisille elinympäristötyypeille sekä kotoperäisille lajeille (Lehtomäki & Moilanen 2013).

Zonation-ohjelmiston analyysit perustuvat lähtötilanteessaan ajatukseen, jossa paras tilanne on suojella kaikki tarkasteltavat piirteet ja niiden esiintymisalueet maisemassa (Moilanen ym. 2011, Lehtomäki & Moilanen 2013, Moilanen ym. 2014). Maisemalla tarkoitetaan kaikkia niitä rasteriruutuja, jotka sijoittuvat tutkimusalueelle. Yksittäinen rasteriruutu voi joko toimia piirteiden esiintymisalueena tai olla sisältämättä piirteitä. Rasteriruujen eli arvoitettavien alueiden määrä on riippuvainen rasteriruutujen koosta. Heti lähtötilanteen jälkeen Zonation-analyysit poistavat sellaiset rasteriruudut, jotka eivät sisällä mitään piirteitä. Tämän jälkeen analyysit lähtevät järjestämään alueita

paremmuusjärjestykseen poistaen kullakin poistokierroksella yksitellen sellaisia rasteriruutuja tai niiden muodostamia joukkoja, joilla on vähiten merkitystä luonnon monimuotoisuuden säilymiselle maisemassa. Rasteriruutujen jatkuvan poiston takana toimii heuristinen algoritmi, joka pyrkii minimoimaan piirteiden suhteellisessa runsaudessa tapahtuvat muutokset huomioiden samalla käyttäjän piirteille määrittelemät painoarvot. Analyysit siis poistavat aluksi sellaisia rasteriruutuja, joilla esiintyvät piirteet pysyvät runsaina vielä kyseisten rasteriruutujen poistamisenkin jälkeen jäljelle jäävässä maisemassa sekä sellaisia rasteriruutuja, joilla esiintyy pieniä painoarvoja saaneita piirteitä (Arponen ym. 2012). Piirteiden harvinaistuttua, analyysit alkavat vältellä sen jäljellä olevien esiintymisalueiden poistoa. Kunkin analyysin lopputuloksena ohjelmisto piirtää analysoitavasta alueesta prioriteetikartan ja piirteiden esiintymistasojen suhteellista muutosta esittävät suoriutuvuuskuvaajat. Tulokartta-aineistossa esitetään prioriteetti-arvoa vastaavin värein kunkin rasteriruudun saama suhteellinen arvo. Kartan lukuarvot vaihtelevat nollan ja yhden välillä siten, että lähellä nollaa olevat rasteriruudut ovat tarkasteltavan alueen luonnon monimuotoisuuden kannalta vähiten arvokkaita ja lähellä yhtä olevat rasteriruudut ovat kaikkein arvokkaimpia. Suoriutuvuuskuvaajat puolestaan esittävät prosentuaalisesti piirteiden jäljellä olevaa jakaumaa maisemassa kullakin jäljellä olevan maiseman prosentuaalisella osuudella (Moilanen ym. 2014).

2.3. Zonation-ohjelmiston lähtöaineistoille asettamat vaatimukset

Zonation-ohjelmiston hyödyntämistä alueiden käytön suunnittelussa tulee aina harkita käytettävissä olevien aineistojen perusteella, sillä ohjelmisto pystyy tuottamaan alueiden prioriteetikartan vain analyysissä käytössä olevien aineistojen perusteella (Kuusterä ym. 2015). Jos käytössä on laadullisesti tai alueellisesti puutteellista tietoa, vääristyvät myös analyysitulokset (Moilanen ym. 2014). Paikkatietoaineistojen valinta tulee tehdä aina omien tutkimuskysymysten perusteella. On hahmotettava, mitkä piirteet antavat parhaat vastaukset esitettyihin kysymyksiin. Lajihavainnot ovat yleisin Zonation-analyysiin syötettävä piirre (Kuusterä ym. 2015). Analyyseissä on usein perusteltua käyttää elinympäristötyyppejä piirteinä, sillä lajit ovat aina sidoksissa niiden elinympäristöihin. Mikäli lajien esiintymistietoa on saatavilla sadoista tai tuhansista lajeista ja lajiryhmistä, voidaan sen kuitenkin jo itsessään nähdä edustavan luonnon monimuotoisuutta kattavasti.

Aineiston käsittely on tyypillisesti kaikista aikaa vievin vaihe ohjelmiston käytössä (Lehtomäki & Moilanen 2013, Moilanen ym. 2014). Omiin tutkimuskysymyksiin parhaiten vastaavien aineistojen löytämisen jälkeen aineistot on yleensä muunnettava rasteri- tai pistemuotoisiksi, koska ohjelmisto voi lukea vain näissä muodoissa olevaa tietoa (Moilanen ym. 2014). On myös huolehdittava siitä, että aineistoja sisältävät rasterikartat ovat kooltaan ja tarkkuudeltaan samanlaisia. Lisäksi ohjelmisto vaatii, että jokaisen rasterikartan ulkoreunalle jää vähintään yhden rasteriruudun levyinen tyhjen ruutujen kehikko, sillä ohjelmisto jättää analyyseissä käyttämättä rasterikartan reunimmaisten ruutujen sisältämän informaation.

2.4. Tutkielman lähtöaineistot ja niiden työstäminen ArcGIS-paikkatietojärjestelmällä

Tutkielmassa käytettiin kaikkia Jyväskylän kaupungin alueelta kattavasti saatavilla olevia luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta sekä ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavia paikkatietoaineistoja (Taulukko 1). Niistä monet olivat vapaasti ladattavissa internetin latauspalveluista, mutta osan käyttö edellytti lupaa. Lisäksi Keski-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukselta (ELY-keskus) saadut uhanalaisten lajien esiintymispisteet sekä Metsäkeskuksen metsävaratiedot olivat salassa pidettävää tietoa. Jyväskylän kaupungin rakennusviraston kanssa sovittiin, että kaupungin hallinnoimia aineistoja ei saa käyttää työn ulkopuolisiin tarkoituksiin.

Ennen kuin taulukon 1 lähtöaineistot soveltuivat Zonation-ohjelmistoon, täytyi niiden koordinaatit muuttaa yhteneväisiksi toistensa kanssa, minkä lisäksi aineistot oli rasteroitava. Tässä työssä lähtöaineistot yhtenäistettiin ETRS89-TM35FIN-tasokoordinaatistoon. Koska kaikkea lähtöaineistojen sisältämää tietoa ei haluttu huomioida Zonation-analyyseissä, muodostettiin niistä uusia aineistotyyppisiä, jotka lopulta rasteroitiin Zonation-piirteiksi. Aineistojen muokkaamiseen ja rasterointiin käytettiin kaupallisen ArcGIS-paikkatietojärjestelmän (ESRI, Redlands, CA) versioita 10.2.1 ja 10.3.1. Työn rasteriruutukooksi valittiin 20 x 20 metriä, sillä kunnan alueiden priorisoinnin katsottiin vaativan tarkempaa mittakaavaa kuin mitä oli esimerkiksi aiemmin käytetty maakuntatasolla alueiden priorisointiin (Kuusterä ym. 2015). Valintaa tuki myös se, että 20 x 20 metrin rasteriruutukoko oli jo aiemmin käytetty kuntatasolla alueiden Zonation-priorisoinnissa (Jalkanen 2016). Tässä työssä piirteiden painoarvot asetettiin siten, että mitä harvinaisempi tai arvokkaampi jokin piirre oli, sitä suuremman painoarvon se sai. Näin esimerkiksi lehtojen, lettojen ja äärimmäisen uhanalaisten lajien asema korostui analyyseissä. Taulukoissa 2 ja 3 on esitetty lähtöaineistoista muodostetut Zonation-piirteet ja niille annetut painoarvot siten, että taulukon 2 aineistot kertovat sekä luonnon lajistollista- että ekologosista monimuotoisuudesta ja taulukon 3 aineistot ekosysteemien kulttuuripalveluista. Taulukoita samanaikaisesti tarkastelemalla voidaan havaita, että luonnon monimuotoisuus käsittää 73 % ja ekosysteemipalvelut 23 % kaikille piirteille annetusta kokonaispainoarvosta.

Taulukko 1. Tutkielmaan valitut luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta sekä ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavat lähtöaineistot. Aineiston luovuttaja on taho, jolta aineisto saatiin käyttöön. Aineiston luvanvaraisuus on esitetty taulukon viimeisessä sarakkeessa.

Lähtöaineiston nimi	Aineiston luovuttaja	Lupatarve
Arvokkaat kallioalueet	Suomen ympäristökeskus	Ei
Arvokkaat maisema-alueet	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Arvokkaat moreenimuodostumat	Suomen ympäristökeskus	Ei
Jyväskylän merkittävät luontokohteet	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Jyväskylän METSO-inventointi	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Jyväskylän metsäkuviotiedot	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Jyväskylän pienvesistöselvitys	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Kulttuuriympäristörekisterin suojellut kohteet	Museovirasto	Ei
Luonnon virkistyskäyttömahdollisuudet	Suomen ympäristökeskus	Ei
Luonnonsuojelualueet	Suomen ympäristökeskus	Ei
Luonnonsuojeluohjelma-alueet	Suomen ympäristökeskus	Ei
Maisemallisesti merkittävät selänteet	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Maisemallisesti tärkeät laaksoalueet	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Maisemallisesti tärkeät ranta-alueet	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Metsähallituksen suojelukohteet	Jyväskylän kaupunki	Ei
Metsävara-aineistot	Metsäkeskus	Kyllä
Natura 2000 -alueet	Suomen ympäristökeskus	Ei
Perinnebiotoopit	Keski-Suomen ELY-keskus	Kyllä
Suojelualuevaraukset maakuntakaavassa	Keski-Suomen liitto	Ei
Uhanalaisten lajien esiintymispisteet	Keski-Suomen ELY-keskus	Kyllä
Valtakunnallisesti arvokkaat maisema-alueet	Jyväskylän kaupunki	Kyllä
Väestöruuuaineisto 1x1 km 2013	Tilastokeskus	Ei

Taulukko 2. Tutkielmassa käytetyt luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta kuvaavat lähtöaineistot, niistä muodostetut Zonation-piirteet ja niille annetut painoarvot.

Lähtöaineiston nimi	Zonation-piirteen nimi	Painoarvo
Elinympäristöt		yht. 14
Arvokkaat kallioalueet	Kallioalueet	3
Arvokkaat moreenimuodostumat	Moreenimuodostumat	2
Perinnebiotoopit	Perinnebiotoopit	5
Jyväskylän pienvesistöselvitys	Arvokkaat pienvesistöalueet	3
Jyväskylän pienvesistöselvitys	Muuttuneet pienvesistöalueet	1
Metsätyypit		yht. 23
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Lehdot	10
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Lehtomaiset kankaat	4
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Tuoreet kankaat	3
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Kuivahkot kankaat	2
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Kuivat kankaat	2
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Karukkokankaat	1
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Kalliomaa	1
Suotyypit		yht. 38
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Ravinteikkaat korvet	8
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Karut korvet	5
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Ravinteikkaat rämeet	5
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Karut rämeet	3
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Letot	10
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Ravinteikkaat nevat	5
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Karut nevat	2
Monimuotoisuus -koodit		yht. 16
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Monimuotoisuusluokka 1	1
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Monimuotoisuusluokka 2	5
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Monimuotoisuusluokka 3	10
Lajihavainnot		yht. 26
Uhanalaisten lajien esiintymispisteet	Äärimmäisen uhanalaiset, CR	8
Uhanalaisten lajien esiintymispisteet	Uhanalaiset, EN	6
Uhanalaisten lajien esiintymispisteet	Vaarantuneet, VU	4
Uhanalaisten lajien esiintymispisteet	Alueellisesti uhanalaiset, RT	3
Uhanalaisten lajien esiintymispisteet	Silmälläpidettävät, NT	2
Uhanalaisten lajien esiintymispisteet	Liito-orava	3
Luonnonsuojelun hierarkkinen maski		
Jyväskylän merkittävät luontokohteet	Hierarkkinen maski	
Luonnonsuojelualueet	Hierarkkinen maski	
Luonnonsuojeluohjelma-alueet	Hierarkkinen maski	
Natura 2000 -alueet	Hierarkkinen maski	
Metsähallituksen suojelukohteet	Hierarkkinen maski	
Suojelualuevaraukset maakuntakaavassa	Hierarkkinen maski	
Jyväskylän METSO-inventoinnin kohteet	Hierarkkinen maski	

Taulukko 3. Tutkielmassa käytetyt ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavat lähtöaineistot, niistä muodostetut Zonation-piirteet ja niille annetut painoarvot.

Lähtöaineiston nimi	Zonation-piirteen nimi	Painoarvo
Ekosysteemipalvelut		yht. 23
Arvokkaat kallioalueet	Kallioalueet	1
Arvokkaat maisema-alueet	Maisema-alueet	1
Arvokkaat moreenimuodostumat	Moreenimuodostumat	1
Kulttuuriympäristörekisterin suojellut kohteet	Muinaisjäännösalueet	2
Kulttuuriympäristörekisterin suojellut kohteet	RKY-alueet	2
Luonnon virkistyskäyttömahdollisuudet	Luonnonvirkistysalueet	4
Luonnon virkistyskäyttömahdollisuudet	Liikuntapalvelualueet	3
Valtakunnallisesti arvokkaat maisema-alueet	Valtakunnalliset maisema-alueet	4
Maisemallisesti merkittävät selänteet	Selännealueet	1
Maisemallisesti tärkeät laaksoalueet	Laaksoalueet	1
Maisemallisesti tärkeät ranta-alueet	Ranta-alueet	1
Perinnebiotoopit	Perinnebiotoopit	2
Virkistys -koodit		yht. 9
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Virkistysluokka 1	1
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Virkistysluokka 2	3
Metsävara-aineistot, Jyväskylän metsäkuviotiedot	Virkistysluokka 3	5
Taustamuuttuja		
Väestöruutuaineisto 1x1 km 2013	Väestöruutuaineisto	

Lähtöaineistojen työstämiseen käytetty aika vaihteli suuresti aineistotyypeittäin. Niistä kaikki muut paitsi Jyväskylän pienvesistöselvityksen kohteet, Jyväskylän METSO-inventoinnin kohteet, Museoviraston kulttuuriympäristörekisterin suojellut kohteet, Uhanalaisten lajien esiintymispisteet, Luonnon virkistyskäyttömahdollisuudet, Väestöruutuaineisto, Jyväskylän metsäkuviotiedot sekä Metsäkeskuksen metsävaratiedot saatiin Zonation-ohjelmistoon soveltuviksi kolmen vaiheen jälkeen: 1) niiden koordinaatisto muutettiin yhteneväiseksi muiden aineistojen koordinaatistojen kanssa, 2) ne leikattiin ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Intersect-toiminnolla Jyväskylän aluerajoilla aineistojen maantieteellisen esiintymisalueen yhtenäistämiseksi ja 3) ne muutettiin rasterimuotoisiksi ArcGIS -paikkatietojärjestelmän Polygon to Raster -toiminnolla määritellen tulosalueen koko (Extent) sellaiseksi, että kuvan reunoille joka puolelle muodostui muutamia Zonation-ohjelman edellyttämiä NoData-arvoja.

Jyväskylän pienvesistöselvityksen kohteet jaettiin koordinaatiston yhtenäistämisen jälkeen kahteen luokkaan: Arvokkaat pienvesistöalueet ja Muuttuneet pienvesistöalueet -luokkiin. Arvokkaat pienvesistöalueet -luokka muodostettiin yhdistämällä ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Merge-toiminnolla luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset uomat sekä niitä ympäröivät arvokkaat alueet toisiinsa. Muuttuneet uomat -luokkaan sijoitettiin puolestaan selvästi uomaltaan tai ranta-alueiltaan muuttuneita pienvesistöjä.

Jyväskylän METSO-inventoinnin kohteet jaettiin aluksi kohteisiin, jotka oli suojeltu luonnonsuojelulain (LSL 1096/1996) 24 §:n tai 29 §:n mukaisesti pysyvästi tai ne oli ostettu valtiolle suojelutarkoituksiin tai ne oli merkitty Jyväskylän kaupungin yleis- ja asemakaavoihin suojelualuemerkinnoilla. Tämän jälkeen kohteet yhdistettiin ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Merge-toiminnolla luonnonsuojelualueisiin, luonnonsuojelu-

ohjelma-alueisiin, Natura 2000 -alueisiin, Metsähallituksen suojelukohteisiin, maakuntakaavan suojelualuevarauksiin ja Jyväskylän merkittävimpiin luontokohteisiin. Yhdistäminen tuotti hierarkkisen maskin Zonation-analyysejä varten. Maski tarkoittaa sitä, että sen alle sijoittuvat alueet voidaan poistaa vasta aivan Zonation-analyysin lopussa. Maskia käytettäessä ohjelmiston on siis etsittävä maskin kohteita parhaiten täydentäviä alueita suojelualueverkostoon.

Koska Museoviraston suunnittelukäyttöön tuottama Kulttuuriympäristörekisterin suojellut kohteet -aineisto käsitti sekä kuvio- että pistemuotoisia muinaisjäännöskohteita, laskettiin aluksi kuviomuotoisten kohteiden pinta-alojen keskiarvo, jonka jälkeen pistemuotoiset kohteet muutettiin kuviomuotoisten kohteiden pinta-alojen keski-arvoa vastaaviksi alueiksi ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Buffer-toiminnolla. Lopuksi kaikki muinaisjäännösalueet yhdistettiin ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Merge-toiminnolla yhdeksi piirteeksi. Museoviraston aineistojen sisältämät suojeltujen rakennusten pistemuotoiset esiintymispaikat jätettiin kokonaan Zonation-piirteiden ulkopuolelle, sillä ne sijoittuivat yhtä kohdetta lukuun ottamatta tutkielmaan valittujen aluemuotoisten RKY-kohteiden alle. RKY-kohteilla tarkoitetaan valtakunnallisesti merkittäviä rakennettuja kulttuuriympäristöjä.

Uhanalaisten lajien esiintymispisteet -aineisto jaettiin ArcGIS-paikkatietojärjestelmän valintatyökalulla IUCN:n uhanalaisuusluokituksen (Rassi ym. 2010) mukaisesti viiteen luokkaan: äärimmäisen uhanalaisten, uhanalaisten, vaarantuneiden, alueellisesti uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien luokkiin. Liito-oravahavainnot sijoitettiin omaan erilliseen luokkaansa. Työssä huomioitiin vain 1-10 metrin havaintotarkkuudella ilmoitetut lajien esiintymispisteet. Työssä käytetyt uhanalaisten lajien havainnot koostuivat erilaisista putkilokasveista, sammalista, jäkälästä, sienistä, käävistä ja hyönteisistä. Työssä ei huomioitu lainkaan uhanalaisia lintuja ja nisäkkäitä koskevaa tietoa sen vähäisestä määrästä ja näiden lajiryhmien suuresta liikkuvuudesta johtuen.

Luonnon virkistyskäyttömahdollisuudet -aineisto koostui virkistyspalvelupisteistä, vesiretkelyreiteistä, retkeilyreiteistä, ratsastusreiteistä, pyöräilyreiteistä, luontopoluista, vapaan- ja perinteisen hiihtotavan laduista, kuntoilureiteistä sekä virkistysosa-alueista. Niistä päätettiin muodostaa kaksi luokkaa: Luonnonvirkistysalueet ja Liikuntapalvelu-alueet. Luonnonvirkistysalueet-luokkaan sisällytettiin virkistyspalvelupisteet, jotka koostuivat muun muassa nuotio- ja uimapaikoista, laavuista sekä lintutorneista. Luokkaan ei valittu sellaisia kohteita, joilla ei todettu olevan merkitystä ekosysteemien kulttuuripalveluille. Tällaisia kohteita olivat muun muassa pysäköintialueet, satamat, ulkokuuressit sekä liiterit. Valittujen virkistyspalvelupisteiden esiintymisaluetta laajennettiin lopuksi 200 metrin säteellä niiden keskipisteestä ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Buffer-toiminnolla, sillä kohteiden mielekkään käytön katsottiin sitä vaativan. Luonnonvirkistysalueet-luokkaan sisällytettiin virkistyspalvelupisteiden lisäksi luontopolut ja retkeilyreitit. Niiden esiintymisaluetta laajennettiin vastaavasti 100 metrin säteellä. Liikuntapalvelualueet-luokkaan sijoitettiin ratsastusreitit, pyöräilyreitit, vapaan- ja perinteisen hiihtotavan ladut sekä kuntoilureitit. Zonation-piirteiden ulkopuolelle jätettiin kokonaan vesistöihin liittyvät reitit, kuten Jyväsjärven retkiluistelurata sekä Päijänteen ja Tuomiojärven jääladut. Liikuntapalvelualueet-luokan kohteiden esiintymisaluetta laajennettiin lopuksi ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Buffer-toiminnolla 10 metrin säteellä, sillä raskasta liikuntaa maastossa harjoittavan katsottiin pitävän tärkeimpänä vain itse liikuntareitin sekä sen välittömän lähiympäristön laatua.

Kulttuuripalveluiden taustamuuttujana toimiva monikulmiomuotoinen Väestöruutuaineisto muutettiin aluksi ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Feature to Point -toiminnolla pistemuotoiseksi, minkä jälkeen kunkin asukasluvusta kertovan pisteen vaikutusaluetta laajennettiin 1,5 kilometrin päähän keskipisteestään ArcGIS-

paikkatietojärjestelmän Kernel Density -toiminnolla. Syy tähän oli se, että ihmisten katsottiin liikkuvan aktiivisesti vähintään tuon matkan päähän kodistaan päivittäin.

Suuritöisin vaihe lähtöaineistojen muokkaamisessa oli työstää Metsäkeskuksen metsävara-aineistoista ja Jyväskylän metsäkuviotiedoista luonnon monimuotoisuutta sekä ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavia Zonation-piirteitä. Koska metsäkuvioiden havaittiin menevän Metsäkeskuksen metsävara-aineistojen ja Jyväskylän kaupungin metsäkuviotietojen välillä paikoitellen toistensa kanssa päällekkäin, haluttiin metsäkuviot rajata selkeästi kokonaan joko Metsäkeskuksen metsävara-aineistoiksi tai Jyväskylän kaupungin metsäkuviotiedoiksi. Tämä onnistui etsimällä aluksi ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Union-toiminnolla kaikki ne metsäkuviot, jotka esiintyivät molemmissa aineistoissa. Tämän jälkeen laskettiin kaikkien päällekkäisten metsäkuviotietojen pinta-alat, joista summattiin yhteen ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Summarize-toiminnolla kaikki Jyväskylän kaupungin metsäkuvioiden alueelle sijoittuneiden metsäkuviotietojen pinta-alat. Tämän jälkeen päällekkäiset metsäkuviotietojen osuudet liitettiin ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Join-toiminnolla Jyväskylän kaupungin metsäkuviotietoihin, joista selvitettiin, kuinka suuria päällekkäisten metsäkuviotietojen osuuden pinta-alat olivat prosentuaalisesti kustakin kokonaisuudesta Jyväskylän kaupungin metsäkuviotietojen osuudesta. Lopuksi kaikki sellaiset metsäkuviotietojen osuudet, jotka olivat pinta-alaltaan alle 90 % samankaltaisia Metsäkeskuksen metsävara-aineistojen kanssa, tallennettiin omaksi karttatasokseen. ArcGIS-paikkatietojärjestelmän Symmetrical Difference-toiminnolla saatiin erotettua Jyväskylän metsäkuviotiedoista yli 90 % Metsäkeskuksen metsävara-aineistojen kanssa pinta-alaltaan samankaltaiset metsäkuviotietojen osuudet, jotka määritettiin lopuksi Metsäkeskuksen metsäkuviotiedoiksi. Näin vältettiin se, ettei samankaltaisimpien metsäkuviotietojen rajauseroista muodostuisi uusia pieniä ja erillisiä metsäkuviotietoja. Lisäksi työssä haluttiin käyttää ensisijaisesti Metsäkeskuksen metsävara-aineistoja, koska niissä oli enemmän tietoa metsän ominaisuuksista ja monimuotoisuus-arvoista kuin Jyväskylän kaupungin omissa metsäkuviotiedoissa. Koska metsäkuviotietoja oli edellisen vaiheen jälkeen molemmissa aineistoissa yhteensä kymmeniä tuhansia, päätettiin eri metsä- ja suotyypin sijoittumista ja monimuotoisuusarvojen olemassa oloa kuvaavien Zonation-piirteiden poimimiseen käyttää valintatyökaluna ArcGIS-paikkatietojärjestelmän kanssa yhteensopivaa Python-ohjelmointikieltä. Taulukossa 4 on esitetty, miten valtakunnallisessa Solmu-koodistossa esiintyvistä kuvion alaryhmä- ja kasvupaikkaluokkatieoista muodostettiin Zonation-analyysissä käytetyt metsä- ja suotyyppi-alueet.

Taulukosta 5 käy ilmi, miten Metsäkeskuksen metsävara-aineistojen ja Jyväskylän kaupungin metsäkuviotietojen sisältämien Solmu-koodiston A–F-luokkien perusteella muodostettiin taulukossa 2 esitelty monimuotoisuusluokkajaottelu. Taulukossa 6 on puolestaan esitetty, miten samoista aineistoista muodostettiin taulukossa 3 esitetty virkistysluokkajaottelu. Monimuotoisuus- ja virkistysluokkajaottelussa noudatettiin Kuusterä ym. (2015) aiemmin laatimaa jaottelua. Jaottelu erosi kuitenkin aiemmasta siinä, että lisämääreet käsiteltiin aina luokista (A–F) erillisinä. Eroa aiempaan luokitteluun syntyi myös siinä, ettei luokittelussa huomioitu ollenkaan Solmu-koodiston mukaisia maisema-, eläin- ja kasviluokkia (luokat E, H, I) niiden vähäisten havaintomäärien takia. Lisäksi jaottelun painoarvot poikkesivat aiemmasta siinä, että Solmu-koodiston D-luokan suotyypeille annettiin painoarvoja, jotka olivat samansuuntaisia taulukossa 2 esiteltyjen suotyyppien painoarvojen kanssa. Tämä onnistui selvittämällä suotyyppioppaasta (Eurola & Kaakinen 1978) Solmu-koodiston D-luokkaan sisältyvien suotyyppien ravinteisuustasot, jonka jälkeen oppaassa kaikkein ravinteikkaimmiksi luokitellut suotyypit sijoitettiin kaikkein arvokkaimpaan monimuotoisuusluokkaan kolme. Näin esimerkiksi Solmu-koodiston D-luokan letto sai painoarvoksi saman kuin taulukossa 2 esitetty letto. Virkistysluokkajaottelun takana oli puolestaan ajatus siitä, että vähiten arvoa saavat ihmisten

jokapäiväisessä arjessa näkyvät maisemakohteet, seuraavaksi arvokkaampia ovat kulttuurihistoriaa sisältäen kätkevät kohteet ja kaikkein arvokkaimpia ovat alueet, joilla ihmiset kokevat virkistäytymistä.

Taulukko 4. Solmu-koodiston alaryhmä- ja kasvupaikkaluokkatietojen perusteella muodostettujen metsä- ja suotyypien nimet.

Alaryhmä	Kasvupaikkaluokka	Nimi
Metsätyypit		
1 (kangas)	1 (lehto, letto, lehtomainen suo, ruohoturvekangas)	Lehto
1 (kangas)	2 (lehtomainen kangas, vastaava suo, ruohoturvekangas)	Lehtomainen kangas
1 (kangas)	3 (tuore kangas, vastaava suo, mustikkaturvekangas)	Tuore kangas
1 (kangas)	4 (kuivahko kangas, vastaava suo, puolukkaturvekangas)	Kuivahko kangas
1 (kangas)	5 (kuiva kangas, vastaava suo, varputurvekangas)	Kuiva kangas
1 (kangas)	6 (karukkokangas, vastaava suo, jäkäläturvekangas)	Karukkokangas
1(kangas)	7 (kalliomaa ja hietikko)	Kalliomaa
Suotyypit		
2 (korpi)	2 (lehtomainen kangas, vastaava suo, ruohoturvekangas)	Ravinteikas korpi
2 (korpi)	3 (tuore kangas, vastaava suo, mustikkaturvekangas)	Karu korpi
2 (korpi)	4 (kuivahko kangas, vastaava suo, puolukkaturvekangas)	Karu korpi
2 (korpi)	5 (kuiva kangas, vastaava suo, varputurvekangas)	Karu korpi
2 (korpi)	6 (karukkokangas, vastaava suo, jäkäläturvekangas)	Karu korpi
3 (räme)	2 (lehtomainen kangas, vastaava suo, ruohoturvekangas)	Ravinteikas räme
3 (räme)	3 (tuore kangas, vastaava suo, mustikkaturvekangas)	Karu räme
3 (räme)	4 (kuivahko kangas, vastaava suo, puolukkaturvekangas)	Karu räme
3 (räme)	5 (kuiva kangas, vastaava suo, varputurvekangas)	Karu räme
3 (räme)	6 (karukkokangas, vastaava suo, jäkäläturvekangas)	Karu räme
4 (neva)	2 (lehtomainen kangas, vastaava suo, ruohoturvekangas)	Ravinteikas neva
4 (neva)	3 (tuore kangas, vastaava suo, mustikkaturvekangas)	Karu neva
4 (neva)	4 (kuivahko kangas, vastaava suo, puolukkaturvekangas)	Karu neva
4 (neva)	5 (kuiva kangas, vastaava suo, varputurvekangas)	Karu neva
4 (neva)	6 (karukkokangas, vastaava suo, jäkäläturvekangas)	Karu neva
5 (letto)	1 (lehto, letto, lehtomainen suo, ruohoturvekangas)	Letto
5 (letto)	2 (lehtomainen kangas, vastaava suo, ruohoturvekangas)	Letto
5 (letto)	3 (tuore kangas, vastaava suo, mustikkaturvekangas)	Letto
5 (letto)	4 (kuivahko kangas, vastaava suo, puolukkaturvekangas)	Letto
5 (letto)	5 (kuiva kangas, vastaava suo, varputurvekangas)	Letto
5 (letto)	6 (karukkokangas, vastaava suo, jäkäläturvekangas)	Letto

Taulukko 5. Lähtöaineistoissa esiintyneistä Solmu-koodiston A–F luokista sekä niiden lisämääreistä muodostettu monimuotoisuusluokkajaottelu, joiden painoarvot olivat Zonation-analyysissä järjestyksessä 1, 5 ja 10.

Monimuotoisuusluokka 1	Monimuotoisuusluokka 2	Monimuotoisuusluokka 3
A käyttötarkoitus		
arvometsä	SL- ja S suojelualue, luonnonsuojelualue, METSO-ohjelmaan soveltuva kohde, luonnonhoitokohde, suojeluohjelmakohde	
C perinneympäristöt		
kulttuuriympäristö, laidunmaa, piha-alue		niitty, lehdesniitty
D muut elinympäristöt		
aikaisemman puusukupolven puita, palokoropuita, järvi, lampi, tihkupinta, umpeen kasvanut pienvesi, vesijättöalue	harju, jyrkänne, rotko, kuru, kallio, kallioalueita, kalliojyrkänne, lohkare, lohkareita, louhikko, kivikko, pieniä kallioalueita, pirunpelto, kivinen suo, ruohoinen suo, pienialainen suo, vähäpuustoinen suo, korpi, neva, räme, mustikkakorpi, puolukkakorpi, varsinainen sarakorpi, isovarpuräme, kangasräme, korpiräme, lyhytkorsiräme, rahkaräme, tupasvillaräme, varsinainen sararäme, lyhytkorsikalvakkaneva, ruohoinen rimpineva, lyhytkorsineva, pienvesi, vaihettumisvyöhyke, kosteikko, salapuro, puro, noro, käenkaali-mustikkatyyppi	vanha havu-, lehti- tai sekametsä, jalopuumetsä, luonnonsuojelullisesti arvokas metsä, kostea lehto, tuore lehto, kuiva lehto, hiirenporras-isoalvejuurityyppi, hiirenporras-käenkaalityyppi, rehevä korpi, lehtokorpi, tervaleppäkorpi, koivulettokorpi, ruohoinen sarakorpi, ruohokorpi, varsinainen lettokorpi, lettoräme, suppa, paisterinne, tulvaniitty, luhta, tulvametsä, metsäluhta, lähde, lähteikkö
F muut erityispiirteet		
lehtipuita (1005–1028) osittain soistunut, erikäinen metsä, soistuneita painanteita, epätasainen, aukkoinen metsä		
Lisämääreet		
	suojelualue, yksityinen suojelu, lehtojensuojelu, rantojensuojelu, Natura 2000, luonnontilainen, muu arvokas elinympäristö, harvinainen elinympäristö, metsälain tärkeä elinympäristö, luonnonsuojelulain luontotyyppi, mahdollinen metsälain tärkeä elinympäristö	

Taulukko 6. Lähtöaineistoissa esiintyneistä Solmu-koodiston A–F luokista muodostettu virkistysluokkajaottelu, joiden painoarvot olivat Zonation-analyysissä järjestyksessä 1, 3 ja 5.

Virkistysluokka 1	Virkistysluokka 2	Virkistysluokka 3
A käyttötarkoitus	muinaismuistoalue	VR retkeily- ja ulkoilualue, puistometsä, retkeilymetsä, ulkoilumetsä, lähimetsä, lähivirkistysmetsä, ulkoilu- ja virkistysmetsä, suojametsä, arvometsä
B luonnonmuistomerkit, kulttuuri- ja muinaisjäännökset	muinaisjäännos, tervahauta	
C perinneympäristöt	kulttuuriympäristö, laidunmaa, niitty, lehdesniitty, piha-alue	
D muut elinympäristöt		järvi, lampi
harju, jyrkänne, rotko, kuru, kallio, kallioalueita, kalliojyrkänne, lohkare, lohkareita, louhikko, kivikko, pieniä kallioalueita, pirunpelto, luola, metsäsaareke, asutukseen rajoittuva metsä, avosuohon rajoittuva metsä, pellonvierusmetsä, rantametsä, tienvarsimetsä		
F muut erityispiirteet	entinen maatalousmaa	

2.5. Zonation-ohjelmiston solunpoistosäännöt ja tutkielmassa käytetty sääntö

Zonation-ohjelmisto käsittää viisi erilaista solunpoistosääntöä, joita käyttämällä voidaan vaikuttaa eri tavoin siihen, mitkä rasteriruudut näyttäytyvät monimuotoisuudelle vähiten tärkeinä (Moilanen ym. 2014). Rasteriruudusta käytetään tässä yhteydessä nimitystä solu. Säännöt ovat: Core-area Zonation, Additive benefit function, Target-based planning, Generalized benefit function ja Random removal. Core-area Zonation -sääntö sopii tilanteisiin, joissa suojelun tavoitteena on turvata kaikkien piirteiden säilyminen maisemassa. Solunpoistosääntö pystyy pitämään esimerkiksi kaikkien lajien esiintymisen ydinalueet helposti mukana analyysin loppuun saakka, sillä se priorisoi alueita, joissa piirteiden esiintymistiheys on suurimmillaan. Additive benefit function -sääntö huomioi samanaikaisesti useiden piirteiden esiintymisen tietyssä rasteriruuduissa. Rasteriruutu saakin sitä suuremman arvon, mitä enemmän, mitä harvinaisempia ja mitä voimakkaammin painotettuja piirteitä sen alueelle sijoittuu (Kuusterä ym. 2015). Target-based planning -sääntö poistaa soluja ohjelman käyttäjän asettamaan tavoiterajaan saakka. Sääntöä käyttämällä on mahdollista asettaa tavoiteraja suojelulle esimerkiksi pienimmällä mahdollisella sijoituksella tai maapinta-alalla (Moilanen 2007). Kun tietty piirre saavuttaa asetetun tavoiterajan, ohjelmisto alkaa vältellä piirrettä sisältävien rasteriruutujen poistoa (Moilanen ym. 2014). Generalized benefit function -sääntö toimii kuten Additive benefit

function -sääntö, mutta siinä solunpoiston etenemisen aiheuttaman piirteiden harvinaistumisten vaikutuksia piirteiden edustavuuteen voidaan mallintaa useammilla erilaisilla toiminnoilla. Random removal -sääntöä käytettäessä voidaan poistaa rasteriruutuja satunnaisesti, riippumatta tarkasteltavien piirteiden esiintymisrunsaudesta. Solunpoistosääntö olettaa, että poistettaessa satunnainen osa kokonaispinta-alasta, poistetaan samassa suhteessa kaikkia piirteitä.

Tässä tutkielmassa alueet arvoitettiin käyttämällä Additive benefit function (ABF) -solunpoistosääntöä, sillä tavoitteena oli priorisoida etenkin niitä alueita, joilla esiintyy mahdollisimman monia luonnon monimuotoisuutta ja ekosysteemipalveluita kuvaavia piirteitä samanaikaisesti (Kuusterä ym. 2015). ABF-solunpoistosäännön valitseminen tarkoitti kuitenkin sitä, ettei kaikkien piirteiden säilyminen ole välttämättä yhtä hyvin turvattu ohjelman arvokkaimmiksi määrittämällä alueilla. Tämä hyväksyttiin tutkielman lähtökohdaksi, sillä kaupunkien maankäytön suunnittelussa alueita joudutaan usein valitsemaan eri tarkoituksiin erilaisten rajojen, kuten ennalta määritetyn rahamäärän tai pinta-alan puitteissa (Cabeza & Moilanen 2001). Rajallisista resursseista johtuen useita piirteitä käsittävien luontoarvokeskittymien voidaan nähdä valikoituvan kaupunkisuunnittelussa rakentamisen ulkopuolelle helpommin yksittäisiä piirteitä käsittävien alueiden kustannuksella.

Additive benefit function -solunpoistosääntö on esitetty tarkemmin seuraavalla kaavalla (Moilanen 2007, Kareksela ym. 2013):

$$V(S) = \sum_j w_j R_j(S)^{z_j},$$

jossa $V(S)$ tarkoittaa kaikkien maisemassa jäljellä olevien rasteriruutujen arvoa, w_j tarkoittaa piirrekohtaista painoarvoa ja z_j piirrekohtaisen katoamisen eksponenttia, eli piirteiden häviämistodennäköisyyttä, kun sen levinneisyysalue pienenee. $R_j(S)$ puolestaan tarkoittaa piirteiden normalisoitua jakaumaa kaikkien maisemassa jäljellä olevien rasteriruutujen joukossa. Analyysin alussa $R_j(S)$ on arvoltaan yksi kaikille piirteille, mutta sen arvo pienenee alueiden poiston edetessä. Additive benefit function -solunpoistosäännön lähtökohtana on kuitenkin poistaa rasteriruutuja siten, että jäljellä olevien rasteriruutujen arvo heikkenisi mahdollisimman vähän. Tässä tutkielmassa kaikille piirteille asetettiin piirrekohtaisen häviämistodennäköisyyden (z_j) arvoksi 0,25, mikä kuvaa tyypillisenä pidettyä lajimäärän ja pinta-alan riippuvuussuhdetta (Moilanen ym. 2014). Kyseisellä katoamiseksiarvolla analyysit poistavat aluksi nopeammin sellaisia alueita, joiden katoaminen ei vaikuta niin paljon jäljellä olevan maiseman suojeluarvoihin. Suojeluarvot katoavat nopeasti vasta aivan analyysin lopussa, kun maisemaa on jäljellä enää hyvin vähän.

2.6. Tutkielman analyysit ja niiden asetukset

Kun lähtöaineistot oli muokattu Zonation-piirteiksi ja solunpoistosääntö oli valittu, alettiin Zonation-priorisointianalyysiä rakentaa vaiheittain vaihdellen analyysin sisältämiä piirteitä ja analyysiasetuksia. Analyysien suunnittelun lähtökohtana oli se, että niitä lähdetäisiin rakentamaan kaikkein yksinkertaisimmasta kohti kaikkein monimutkaisinta. Solunpoistosäännön lisäksi kaikkia analyysijä yhdisti Zonation-ohjelmiston Edge removal -toiminnon käyttö, joka keskittyy poistamaan sellaisia rasteriruutuja, jotka eivät ole edelleen analyysissä mukana olevien muiden rasteriruutujen ympäröimiä (Mikkonen 2012, Moilanen ym. 2014). Toimintoa käytettäessä analyysit siis poistavat rasteriruutuja jäljellä olevan maiseman reunoilta, eli jo poistettujen rasteriruutujen vierestä. Toiminnon käyttö edistää maiseman rakenteellista jatkuvuutta ja nopeuttaa huomattavasti analyysiä. Lisäksi kaikkia analyysijä yhdisti se, että niiden Warp factor -arvoksi asetettiin 100. Tämä tarkoittaa sitä,

että Zonation-ohjelmisto poistaa aina 100 rasteriruutua kerrallaan kullakin poistokierroksella (Moilanen ym. 2014). Analyysijä syntyi tässä työssä yhteensä seitsemän.

Ensimmäinen analyysi käsitteli vain taulukossa 2 esitettyjä luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä ja siinä kaikkien piirteiden kattamat alueet koostuivat yksittäisistä 20 x 20 metrin rasteriruuduista. Analyysissä käytettiin myös Zonation-ohjelmiston Use groups -toimintoa. Toiminto mahdollistaa piirteiden jakamisen ryhmiin, joita koskemaan voidaan asettaa erilaisia toimintoja (Moilanen ym. 2014). Tässä työssä toiminnolla muodostettiin kaikista liito-oravahavainnoista, muista lajihavainnoista (CR, EN, VU, RT, NT), monimuotoisuuskoodeista sekä elinympäristö-, metsä- ja suotyyppiaineistoista omat erilliset ryhmänsä. Analyysissä käytettiin lisäksi Zonation-ohjelmiston Condition layer -toimintoa, jolla Use groups -toiminnolla ryhmiteltyjä piirteitä voidaan asettaa koskemaan lisätietoa esimerkiksi elinympäristön laadusta (Moilanen ym. 2014). Toiminto kertoo rasteriruudussa esiintyvän piirteen kertoimen arvoilla 0,0–1,0. Kerroin 1 tarkoittaa sitä, että elinympäristön laatu ei ole heikentynyt ja kerroin 0, että elinympäristö on elinkelvoton. Toiminnon käyttö edellyttää saman-kokoista ja samanmuotoista rasterikarttaa kuin missä analysoidtavat piirteet ovat. Condition layer -toiminnon avulla haluttiin alentaa metsätyyppin kattavan rasteriruudun arvoa, mikäli sen Solmu-koodiston mukaiseksi kehitysluokaksi oli määritetty taimikko (kerroin 0,5) tai nuori metsä (kerroin 0,7). Mikäli metsätyyppin kehitysluokaksi oli määritelty vanha metsä, rasteriruudun arvoa ei haluttu alentaa (kerroin 1). Samaa toimintoa käytettiin myös liito-oravahavaintoihin ja suotyyppeihin. Liito-oravahavainnon kattaman rasteriruudun arvo aleni, mikäli se esiintyi metsätyyppillä, jonka kehitysluokka oli taimikko (kerroin 0,5) tai nuori metsä (kerroin 0,7). Vastaavasti kehitysluokaltaan vanhasta metsästä löytyvän liito-oravahavainnon arvoa ei haluttu alentaa (kerroin 1). Suotyyppin arvo aleni, mikäli sen Solmu-koodiston mukaiseksi kuivatustilanneluokaksi oli määritelty turvekangas (kerroin 0,25), muuttuma (kerroin 0,5) tai ojikko (kerroin 0,75). Mikäli suotyyppin kuivatustilannetiedoksi oli määritelty luonnontilainen suo, rasteriruudun arvoa ei haluttu alentaa (kerroin 1). Kehitysluokkatiedot ja kuivatustilannetiedot poimittiin Metsäkeskuksen metsävara-aineistoista ja Jyväskylän metsäkuviotiedoista ArcGIS-paikkatietojärjestelmän kanssa yhteensopivaa Python-ohjelmointikieltä apuna käyttäen. Lisäksi ensimmäiseen analyysiin sisällytettiin lähtöaineistojen muokkauksen yhteydessä koottu luonnonsuojelun hierarkkinen maski.

Toinen analyysi käsitteli vain ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavia piirteitä. Samoin kuin ensimmäisessä analyysissä, myös siinä kaikkien piirteiden kattamat alueet koostuivat yksittäisistä 20 x 20 metrin rasteriruuduista. Ainoana piirteitä koskevana lisäasetuksena tässä analyysissä käytettiin Zonation-ohjelmiston Interactions definition -toimintoa. Toiminnolla voidaan määrittää, minkälaisia vuorovaikutussuhteita piirteiden välillä esiintyy (Moilanen ym. 2014). Toiminnon käyttäminen vaatii ohjelmiston käyttäjää määrittelemään, vallitseeko piirteiden välillä positiivinen vai negatiivinen vuorovaikutus. Positiiviselle vuorovaikutussuhteelle annetaan arvo 1 ja negatiiviselle vuorovaikutussuhteelle arvo 2. Lisäksi käyttäjän on määriteltävä vuorovaikutussuhteelle β -arvo, joka kertoo, miten pitkälle etäisyydelle vuorovaikutus ulottuu. Se saadaan laskettua seuraavalla

kaavalla:

$$\beta = \frac{2 * [\text{solukoko kilometreinä}]}{[\text{vaikutusmatka kilometreinä}] * [\text{lähtöaineiston solukoko}]}$$

Toiminnon kautta tutkielman taustamuuttujana toiminut Väestöruutuaineisto asetettiin vaikuttamaan positiivisesti kaikkiin sen keskipisteestä kahden kilometrin päähän asti ulottuviin kulttuuripalveluihin ($\beta = 0,001$).

Kolmas analyysi käsitti samat piirteet ja asetukset kuin ensimmäinen analyysi sillä erolla, että liito-oravahavainnoille ja muille lajihavainnoille otettiin käyttöön Zonation-ohjelmiston Distribution smoothing -toiminto. Sen avulla voidaan määritellä alueiden kytkettyneisyyttä toisiinsa piirteiden liikkumis- ja leviämiskyvyn perusteella (Moilanen ym.

2014), laajentamalla piirteiden vaikutusta niiden havaintokeskipisteitä ympäröiviin soluihin, halutulla etäisyydellä ja vaikutuksen teholla. Analyysissä hyödynnettiin Kuusterä ym. (2015) asiantuntijatyönä laatimia Distribution smoothing -arvoja. Tässäkin työssä katsottiin järkeväksi asettaa liito-oravahavainnot vaikuttamaan 300 metrin päähän niiden keskipisteistään, sillä naaraita aktiivisempien koiraiden on todettu aiemmissa tutkimuksissa liikkuvan aktiivisesti keskimäärin sen suuruisella alueella joka yö (Virtanen ym. 2014). Muita lajihavainnoja ei kuitenkaan lähdetty jaottelemaan niiden liikkumiskyvyn perusteella tarkempiin ryhmiin Kuusterä ym. (2015) tapaan, vaan ne kaikki asetettiin vaikuttamaan 100 metrin päähän niiden keskipisteistään. Tämä oli perusteltua, sillä kaikki tutkielmaan valitut tarkat lajihavainnot koostuivat liikkumiskyvyltään heikoista kasvi-, sammal-, sieni- ja nilviäislajeista.

Neljäs analyysi käsitti samat piirteet ja asetukset kuin kolmas analyysi, mutta siinä ei huomioitu liito-oravahavainnoja. Syy lajin huomioimatta jättämiselle oli se, että lajin esiintymishavainnoja löytyi Jyväskylästä useita satoja, minkä vuoksi lajin todellinen vaikutus Zonation-ohjelmiston muodostamaan tuloskarttarasteriin haluttiin nähdä.

Viides analyysi käsitti samat piirteet ja asetukset kuin kolmas analyysi, mutta siinä uutena toimintona otettiin käyttöön Connectivity similarity matrix -toiminto. Matriisin avulla voidaan määrittää, miten paljon jokin piirteiden esiintyminen vaikuttaa muiden piirteiden kytkeytyneisyyteen (Moilanen ym. 2014). Matriisi toimii siten, että se käy pareittain läpi kunkin sarakkeen ja rivin sisältämän piirteiden välisen kytkeytyneisyysvaikutuksen. Kytkeytyneisyyden vaikutusten ei tarvitse olla samansuuntaisia molempiin suuntiin, eli matriisin ei tarvitse olla symmetrinen. Esimerkiksi piirre X voi edistää tai heikentää piirteiden Y kytkeytyneisyyttä enemmän kuin piirre Y edistää tai heikentää piirteiden X kytkeytyneisyyttä. Tässä työssä matriisi muodostettiin siten, että jokainen piirre oli täydellisesti kytkeytynyt itsensä kanssa, jolloin se sai kertoimen arvoksi 1. Muiden piirteiden välinen kytkeytyneisyys vaihteli kertoimen arvojen 0,1–1,0 välillä. Kytkeytyneisyysmatriisin arvot on esitetty tarkemmin liitteessä 1. Esimerkiksi metsätyyppien sisällä lehdon nähtiin olevan eniten kytkeytynyt lehtomaisen kankaan kanssa, mutta sen kytkeytyneisyys muiden metsätyyppien kanssa väheni nopeasti edettäessä kohti karuimpia kalliomaita.

Kuudennessa analyysissä käytettiin samoja piirteitä ja analyysiasetuksia kuin viidennessä analyysissä, mutta siinä liito-oravahavainnot jätettiin huomioimatta samoista syistä kuin neljännessä analyysissä.

Seitsemäs analyysi käsitti kaikki viidennen analyysin piirteet ja asetukset, mutta siihen sisällytettiin vielä toisessa analyysissä käytetyt ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavat piirteet ja niitä koskeva Interactions definition -lisäasetus.

Koska tutkielman keskeisimpänä tavoitteena oli selvittää, esiintyykö luonnon lajistollisen ja ekologisen monimuotoisuuden sekä ekosysteemien kulttuuripalveluiden kautta tehtävässä maa-alueiden priorisoinnissa ristiriitoja, keskityttiin työssä analyysihin 2 (kulttuuripalveluanalyysi), 5 (monimuotoisuusanalyysi) ja 7 (yhdistetty analyysi). Näistä kolmen analyysin osalta tarkasteltiin Zonation-ohjelmiston piirtämiä prioriteetikarttoja, piirteiden suoriutuvisuuskuvaajia sekä ArcGIS-paikkatietojärjestelmällä laadittuja erotuskarttoja niistä alueista, joilla analyysien prioriteettiarvot poikkesivat toisistaan. Suoriutuvisuuskuvaajat kertovat, kuinka paljon jonkin piirteiden jakaumasta on jäljellä kussakin jäljellä olevan maiseman osuudessa. Tässä työssä piirteiden kokonaisjakaumasta jäljellä olevasta osuudesta käytetään nimitystä jäljellä oleva luontoarvo. Lisäksi työssä tarkasteltiin, miten näiden kolmen analyysin vähiten arvokas 20 % ja arvokkain 20 % osuus maisemasta sijoittui toisiinsa nähden. Tuloksia vertailtiin myös Jyväskylässä aiemmin asiantuntijatyönä laadittuun viherverkostoeselvitykseen (Lehtinen 2012), Jyväskylän kaupungin laatimiin ehdotuksiin uusista suojelumerkinnöistä yleiskaavoihin ja sellaisiin Jyväskylän kaupungin

omistamiin METSO-inventoinnin kohteisiin, joiden tulevaisuus on tällä hetkellä avoin. Muiden tutkielmassa laadittujen analyysien (analyysit 1, 3, 4 ja 6) prioriteetikartat on esitetty liitteissä 2, 3, 4 ja 5. Koska tutkimusala kattoi koko Jyväskylän kaupungin alueen ja työssä käytetty rasteriruutukoko oli pieni, voi prioriteetikartoista havaita lähinnä vain suuren linjan muutoksia, kuten kaikkein yhtenäisimpien tai laaja-alaisimpien sekä kaikkein korkeimpien ja matalimpien prioriteettiarvojen alueiden sijoittumisessa tapahtuvaa vaihtelua.

3. TULOKSET

3.1. Työn päätulokset

Tutkielman tuloksena syntyneiden selkeiden ja kustannustehokkaiden prioriteetikarttojen kautta onnistuttiin määrittämään luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden kannalta arvokkaimpien alueiden sijainti Jyväskylässä niin tilanteissa, joissa niitä tarkasteltiin toisistaan erillään kuin tilanteessa, jossa niitä tarkasteltiin samanaikaisesti. Tulokset osoittavat, että ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavien piirteiden prioriteettialueet sijoittuivat luonnon monimuotoisuutta kuvaavien piirteiden prioriteettialueita voimakkaammin suuren väestötiheyden alueille, eivätkä ne kohdistuneet Jyväskylän kuntarajojen läheisyyteen, jossa luonnon monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä tavattiin yleisesti. Oleellinen ero vain ekosysteemien kulttuuripalveluiden huomioimiseen keskittyneen analyysin (analyysi 2) ja vain luonnon monimuotoisuuteen keskittyneen analyysin (analyysi 5) välillä oli se, että kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi laajempia aluekokonaisuuksia samanarvoiseksi, kun taas monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) priorisoi maisemaa pienemmissä osissa eri arvoiseksi. Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) sijoitti myös piirteitä sisältämättömiä vesistöalueita korkeampiin prioriteettiarvoluokkiin kuin monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5). Kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) suoriutuvuuskuvaajat osoittavat, että ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavista piirteistä oli menetetty keskimäärin 16 %, kun Jyväskylän kokonaispinta-alasta oli poistettu 90 %. Monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) mukanan olleet monimuotoisuuspiirteet olivat samassa tilanteessa menettäneet keskimäärin noin 23 % jakaumastaan.

Kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) prioriteetikarttojen vertailu osoitti, että luonnon monimuotoisuusarvoja esiintyi alueilla, jotka olivat ekosysteemien kulttuuripalveluiden tuottamisen kannalta arvokkaita, mutta ei kovin runsaina (Spearman $\rho = 0,29$). Kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) priorisoimien alueiden välillä todettiin siis esiintyvän vähäisiä allokaatiokustannuksia. Allokaatiokustannukset näkyivät kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) välillä siten, että kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) sijoitti matalimpaan 20 % prioriteetin osuuteen maisemasta useita monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) mukana olleita Jyväskylän kuntarajoilla ja sen luoteisosissa sijaitsevia metsä- ja suotyyppisiä, monimuotoisuusluokkia sekä hierarkkisen maskin kohteita. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) sijoitti taas matalimpaan 20 % osuuteen maisemasta kulttuuripalveluanalyysissä mukana olleita RKY-alueita sekä ranta- ja maisema-alueita. Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) jätti myös arvokkaimman 20 % prioriteetin ulkopuolelle useita metsä- ja suotyyppisiä, monimuotoisuusluokkia ja hierarkkisen maskin kohteita. Samoin monimuotoisuusanalyysi jätti arvokkaimman 20 % prioriteetin ulkopuolelle monia RKY-, luonnonvirkistys-, liikuntapalvelu-, maisema-, selänne-, ranta- ja laaksoalueita sekä virkistysluokkia.

Yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7), jossa ekosysteemien kulttuuripalveluita tarkasteltiin samassa analyysissä luonnon monimuotoisuuden kanssa, oli

kulttuuripalveluista menetetty keskimäärin 28 %, kun Jyväskylän kokonaispinta-alasta oli poistettu 90 %. Luonnon monimuotoisuus- arvoista oli samassa tilanteessa menetetty hieman vähemmän, noin 25 %. Luonnon monimuotoisuuden ja kulttuuripalveluiden huomioiminen samassa analyysissä johti siihen, että kaikki liito-oravahavainnot eivät sijoittuneet samoihin prioriteetti-arvoluokkiin kuin, mihin ne sijoittuivat monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5). Monet yleiset metsä- ja suotyypit sijoittuivat yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) erilaisiin prioriteetti-arvoluokkiin kuin, mihin ne sijoittuivat monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5). Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden huomioiminen samassa analyysissä johti siihen, että Jyväskylän keskustan alueella sijaitseva korkeasti priorisoitu alue pieneni kulttuuripalveluanalyysiin (analyysi 2) nähden. Lisäksi monet maisema-alueet sekä joidenkin luonnonvirkistys- ja liikuntapalvelualueiden osat sijoittuivat erilaisiin prioriteetti-arvoluokkiin yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) kulttuuripalveluanalyysiin nähden (analyysi 2).

Yhdistetyn analyysin (analyysi 7) ja kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) priorisoimien alueiden vertailu osoitti, että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) suurempi osa kulttuuripalveluista sijoittui samoihin prioriteetti-arvoluokkiin kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) kanssa kuin, mihin niitä sijoittui monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) kanssa. Yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) kulttuuripalveluita pystyttiin siis ylläpitämään enemmän samoilla alueilla luonnon monimuotoisuuden kanssa verrattuna tilanteeseen, jossa kulttuuripalveluita ja luonnon monimuotoisuutta tarkasteltiin erillisissä analyyseissä (Spearman $\rho = 0,43$). Tämä näkyi siten, että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) pienempi osa RKY- ja maisema-alueista sijoittui matalimpaan 20 % prioriteetti-arvoluokkaan maisemasta. Tämä näkyi myös siten, että yhdistetyssä analyysissä kaikki muut kulttuuripalvelut, paitsi maisema-alueet ja jotkin yksittäiset osat luonnonvirkistysalueista sijoittuivat arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta.

Yhdistetyn analyysin (analyysi 7) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) vertailu osoitti, että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) suurempi osa luonnon monimuotoisuutta kuvaavista piirteistä sijoittui samoihin prioriteetti-arvoluokkiin monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) kanssa kuin, mitä niitä sijoittui kulttuuripalveluanalyysiin (analyysi 2) nähden. Yhdistetyn analyysin (analyysi 7) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) priorisoimien alueiden välillä vallitsi melko vahva positiivinen korrelaatio (Spearman $\rho = 0,93$), mutta se johtui suurelta osin siitä, että luonnon monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä oli analyysissä kulttuuripalveluita kuvaavia piirteitä enemmän ja niiden painoarvot olivat suurempia. Kulttuuripalveluiden huomiointi luonnon monimuotoisuuden kanssa samassa analyysissä aiheutti luonnon monimuotoisuudelle sen allokatiokustannuksen, että yhdistetty analyysi (analyysi 7) sijoitti lajien puskurivyöhykkeitä matalimpaan 20 % osuuteen maisemasta, kun taas monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) sijoitti ne kaikki korkeampiin prioriteetti-arvoluokkiin. Yhdistetty analyysi ei sijoittanut myöskään arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta yhtä suurta osaa yleisistä metsä- ja suotyypeistä sekä monimuotoisuuskoodeista kuin monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5).

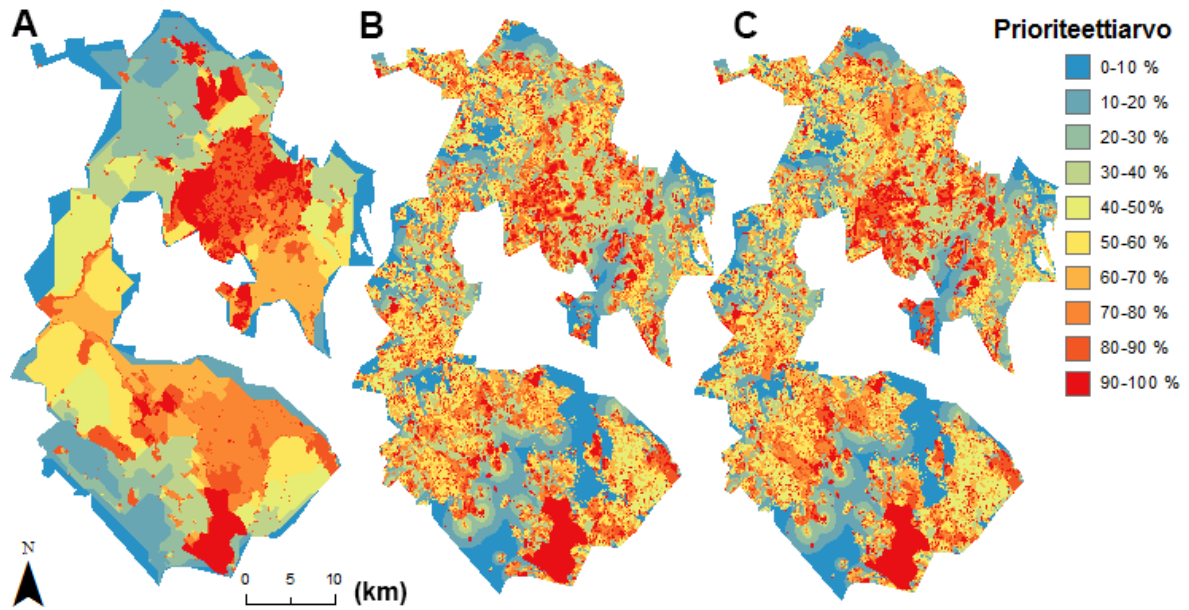
Yhteistä kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) välillä oli se, että niissä molemmissa huonoiten menestynyt ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaava piirre oli arvokkaat maisema-alueet sen laaja-alaisuudesta ja matalasta painoarvosta johtuen. Yhteistä monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) välillä oli se, että niissä molemmissa huonoiten menestynyt luonnon monimuotoisuutta kuvaava piirre oli tuoret kankaat sen yleisyyden ja sen saaman matalan painoarvon takia. Yhteistä kaikille kolmelle analyyseille oli se, että niissä kallioalueiden, moreenimuodostumien, perinnebiotooppien ja Putkilahden valtakunnallisesti arvokkaan maisema-alueen saamisissa prioriteetti-arvoissa ei ollut suuria eroja.

Työn tulokset osoittivat myös, että asiantuntijatyönä arvokkaiksi määritetyt kohteen sijoittuivat myös spatiaalisen suojelusuunnittelutyön välineenä käytettävän laskentaohjelmiston analyysien lopputuloksissa arvokkaiksi. Jyväskylän Viherverkostoselvityksen (Lehtinen ym. 2012) monimuotoisuusytimet sijoittuivat kaikki korkeisiin prioriteettiarvoluokkiin sekä monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7). Selvityksen ekologisten yhteyksien saamat prioriteettiarvot vaihtelivat sen sijaan suuresti molemmissa analyysissä. Selvityksen virkistysytimet sijoittuivat pääpiirteittäin sekä kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) korkeisiin prioriteettiarvoluokkiin. Yhdistetty analyysi (analyysi 7) arvotti kuitenkin virkistysytimet pienemmissä osissa ja suhteellisesti matalemmilla painoarvoilla kuin kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 7). Tulevaisuudeltaan avoimet Jyväskylän METSO-inventoinnin kohteet sekä Jyväskylän kaupungin ehdottamat uudet suojelualuevarausmerkinnät sijoittuivat sekä monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) korkeisiin prioriteettiarvoluokkiin. Viheryhteystarpeet sijoittuivat sen sijaan sekä monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) vaihtelevasti kaikkiin prioriteettiarvoluokkiin.

Seuraavissa kappaleissa esitellään kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2), monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) prioriteettikartat, piirteiden suoriutuvuskuvaajat, näiden kolmen analyysin erotuskartat sekä vertaillaan matalimpien ja korkeimpien prioriteettialueiden sijoittumista toisiinsa nähden kaikkien analyysien välillä. Näiden tulostarkastusten kautta voidaan hyvin selkeästi nähdä, miten kunkin alueen saama prioriteettiarvo vaihtelee analyysien välillä ja, mitkä piirteet ovat suurimmassa vaarassa heikentyä, jos maankäytön suunnittelussa hyödynnetään tässä työssä kehitettyjä analyysijä. Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden prioriteettikarttojen välisiä allokaatiokustannuksia pääsee tarkastelemaan parhaiten vertailemalla korkeinta ja matalinta 20 % osuutta maisemasta näiden kolmen analyysin välillä.

3.2. Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2)

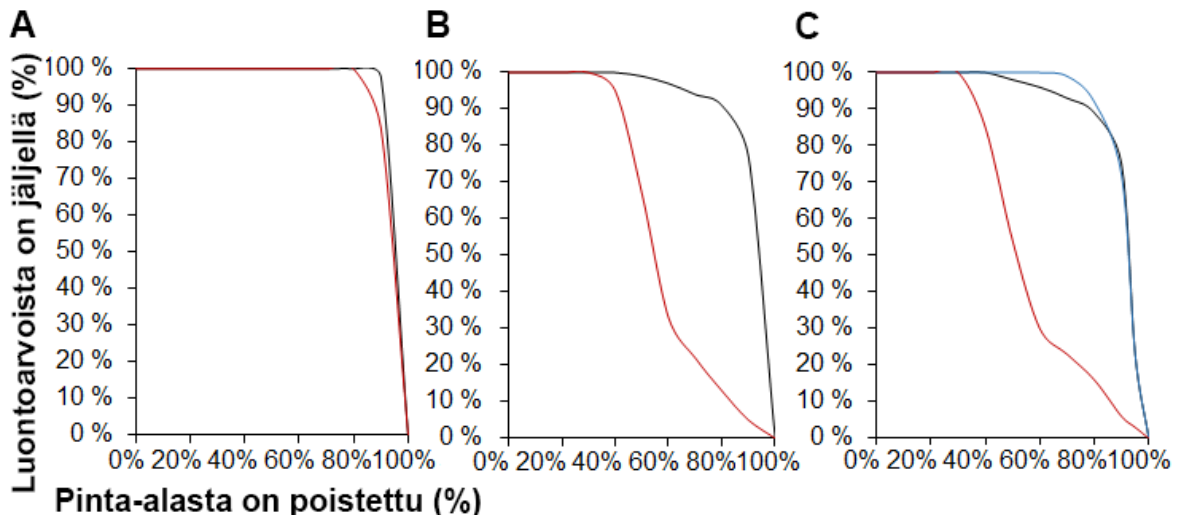
Analyysissä käytettiin painoarvoilla ja väestötiheystiedolla vahvistettuja ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavia piirteitä, joten Zonation-ohjelmiston piirtämässä prioriteettikartassa (Kuva 2 A) korostuvat useita piirteitä, harvinaisia piirteitä ja voimakkaasti painotettuja piirteitä käsittävät rasteriruudut sekä korkean väestötiheyden alueilla ja niiden läheisyydessä sijaitsevat kulttuuripalveluita sisältävät rasteriruudut. Koska kaikki ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavat piirteet esiintyivät melko kapealla maantieteellisellä alueella, eivätkä niiden painoarvot poikenneet kovin voimakkaasti toisistaan, on kuvan 3 A keskiarvoisesta suoriutuvuuskuvaajista havaittavissa, että Zonation-ohjelmisto piti kaikkien piirteiden jakaumat koskemattomana lähelle analyysin loppua saakka. Kun Jyväskylän kokonaispinta-alasta oli poistettu 90 %, oli kaikkien ekosysteemin kulttuuripalveluiden kokonaisluontoarvosta menetetty keskimäärin vasta noin 2 %. Kaikkein huonoimmin menestyneenkään piirteiden jakaumasta (Maisema-alueet) ei ollut vielä tässä vaiheessa menetetty kuin noin 16 %. Kaikkien analyysissä 2 mukana olleiden ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavien piirteiden suoriutuvuuskuvaajat on esitetty tarkemmin liitteessä 6.



Kuva 2. Zonation-ohjelmistolla laaditut prioriteetikartat Jyväskylästä. Tummansiniset alueet ovat matalimpien ja tummanpunaiset alueet korkeimpien prioriteettiarvojen alueita. A) Kulttuuripalveluanalyysin eli analyysin 2 tulos, B) Monimuotoisuusanalyysin eli analyysin 5 tulos ja C) Yhdistetyn analyysin eli analyysin 7 tulos.

3.3. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5)

Analyysissä käytettiin painoarvotettuja luonnon lajistollisesta ja ekologisesta monimuotoisuudesta kertovia piirteitä, joiden esiintymisalueiden saamiin prioriteettiarvoihin vaikutettiin kuntoisuuskertoimilla (Condition layer), samankaltaisuusmatriisilla sekä tiedolla lajien liikkumiskyvystä, joten Zonation-ohjelmiston piirtämässä prioriteetikartassa (Kuva 2 B) korostuvat arvokkaimpina alueina useita piirteitä, harvinaisia piirteitä, voimakkaasti painotettuja piirteitä, luonnontilaisia piirteitä sekä kaikkein samankaltaisimpia piirteitä sisältävät rasteriruudut ja niiden viereiset rasteriruudut. Prioriteetikartassa korostuvat erityisen voimakkaasti esimerkiksi harvinaisia ja voimakkaasti painotettuja metsä- ja suotyyppisiä, kuten lehtoja ja lettoja sisältävät rasteriruudut. Yleisempien metsä- ja suotyyppien sisältämien rasteriruutujen arvoon vaikutti voimakkaammin tieto metsän iästä tai suon ojitustilanteesta. Prioriteetikartassa korostuvat myös rasteriruudut, jotka sisälsivät suhteellisen pieniä painoarvoja saaneita, mutta harvinaisia piirteitä. Tällaisia piirteitä olivat muun muassa arvokkaat ja muuttuneet pienvesistöalueet, perinnebiotoopit, kallioalueet, moreenimuodostumat, karut nevat sekä karukokankaat. Kuvan 3 B piirteiden keskiarvoisesta suorituvuuskuvaajista voidaan havaita, että tilanteessa, jossa 90 % Jyväskylän kokonaispinta-alasta on poistettu, vasta noin keskimäärin 23 % kaikkien piirteiden esiintymistä (kokonaisluontoarvosta) on menetetty. Analyysissä huonoimmin menestynyt piirre (Tuoreet kankaat) on samassa tilanteessa menettänyt jo noin 95 % jakaumastaan. Muita piirteitä selvästi huonommin analyysissä 5 menestyivät myös lehtomaiset ja kuivahkot kankaat sekä liito-oravahavainnot (LIITE 7). Kaikkia analyysissä huonosti menestyneitä piirteitä yhdisti se, että ne olivat suhteellisen yleisiä, eivätkä niiden saamat painoarvot olleet suuria.



Kuva 3. Kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2), monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) ja yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) huomioitujen piirteiden suoriutuuskuvaajat. Pystyakselilla on esitetty piirteestä jäljellä oleva osa kussakin vaaka-akselilla esitetyssä maisemasta poistetussa osuudessa. Osassa A on esitetty mustalla värillä kulttuuripalveluanalyysissä mukana olleiden ekosysteemien kulttuuripalveluiden keskiarvoinen suoriutuus ja punaisella värillä siinä huonoiten menestyneimmän piirteen suoriutuus. Osassa B on esitetty mustalla värillä luonnon lajistollisen ja ekologisen monimuotoisuuden keskiarvoinen suoriutuus monimuotoisuusanalyysissä ja punaisella värillä siinä huonoiten menestyneen piirteen suoriutuus. Osassa C on esitetty mustalla värillä luonnon lajistollisen ja ekologisen monimuotoisuuden keskiarvoinen suoriutuus yhdistetyssä analyysissä ja sinisellä värillä ekosysteemien kulttuuripalveluiden keskiarvoinen suoriutuus. Punaisella värillä on esitetty yhdistetyssä analyysissä huonoiten menestyneen piirteen suoriutuus.

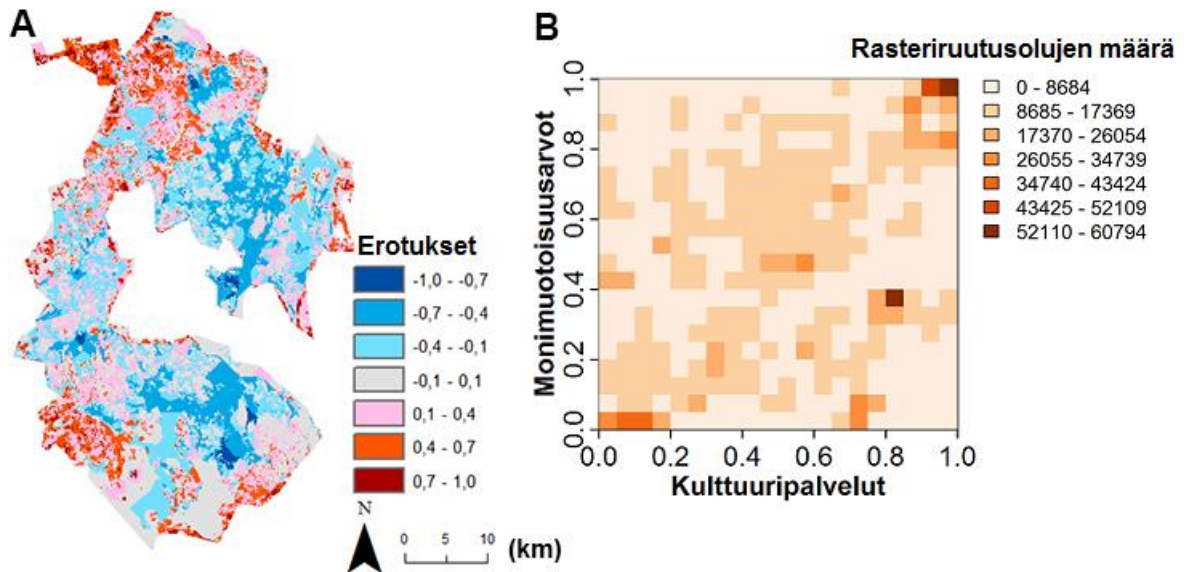
3.4. Yhdistetty analyysi (analyysi 7)

Analyysissä käytettiin samanaikaisesti niin luonnon lajistollisesta kuin ekologisesta monimuotoisuudesta sekä ekosysteemien kulttuuripalveluista kertovia piirteitä, joiden esiintymisalueiden saamiin prioriteettiarvoihin vaikutettiin painoarvojen lisäksi sekä analyysin 2 että 5 asetuksilla, joten Zonation-ohjelmiston piirtämässä prioriteettikartassa (Kuva 2 C) korostuvat analyysin rakenteen vuoksi arvokkaimpina useita piirteitä, harvinaisia piirteitä, voimakkaasti painotettuja piirteitä, korkean väestötiheyden alueella sijaitsevia piirteitä, luonnontilaisia piirteitä sekä samankaltaisia piirteitä sisältävät rasteriruudut ja niiden läheisyydessä sijaitsevat rasteriruudut. Kuvan 3 C piirteiden keskiarvoisesta suoriutuuskuvaajista voidaan havaita, että tilanteessa jossa 90 % Jyväskylän kokonaispinta-alasta on poistettu, keskimäärin noin 25 % kaikkien luonnon monimuotoisuutta kuvaavien piirteiden kokonaisluontoarvoista on menetetty. Samassa tilanteessa ekosysteemien kulttuuripalveluista on menetetty keskimäärin noin 28 %. Analyysin vähäarvoisin (yleinen ja pienen painoarvon saanut) piirre (Tuoret kankaat) on kuitenkin samassa tilanteessa menettänyt jo 94 % jakaumastaan. Muita piirteitä selvästi huonommin analyysissä 7 menestyivät myös lehtomaiset ja kuivahkot kankaat, liito-oravahavainnot, maisema-alueet sekä karut rämeet (LIITE 8). Kaikkia analyysissä huonosti menestyneitä piirteitä yhdisti se, että ne olivat suhteellisen yleisiä ja niille annettiin pieniä painoarvoja.

3.5 Monimuotoisuus- ja kulttuuripalveluanalyysin vertailu

Koska kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) keskittyi arvottamaan alueita vain ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavien piirteiden esiintymisen perusteella huomioiden

samalla tiedon väestötiheydestä, priorisoi se vain luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta kuvaavien piirteiden esiintymistä huomioinutta monimuotoisuusanalyysiä (analyysi 5) selvästi voimakkaammin lähellä ihmisasutusta sijaitsevia alueita Jyväskylän keskustan läheisyydessä (Kuva 4 A). Kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) prioriteettiarvot poikkesivat voimakkaasti monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) prioriteettiarvoista etenkin Säynätsalon ranta-alueiden ja RKY-alueiden sekä Oittilan ja Puuppolan maisema-alueiden läheisyydessä siten, että kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi niitä voimakkaammin. Kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) korostui monimuotoisuusanalyysiin (analyysi 5) nähden vahvasti myös Pajulahden alue, joka sisälsi useita Solmu-koodiston mukaisia virkistysluokkia sekä Uutelanmäen luontopolku ja sen läheisyydessä sijaitseva muinaisjäännösalue. Lisäksi kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi monimuotoisuusanalyysiä (analyysi 5) selvästi voimakkaammin useiden muinaisjäännösalueiden ja liikuntapalvelualueiden, kuten pyöräilyreittien lähiympäristöjä. Huomionarvoinen ero analyysien priorisoimien alueiden välillä oli se, että kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi monimuotoisuusanalyysiä (analyysi 5) selvästi voimakkaammin useita suuria vesistöalueita. Koska ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavia piirteitä ei esiintynyt kovinkaan yleisesti Jyväskylän kuntarajojen läheisyydessä toisin kuin luonnon monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä, on monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) priorisoinut näitä alueita kulttuuripalveluanalyysiä (analyysi 2) selvästi voimakkaammin. Kaikki monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) kulttuuripalveluanalyysiä (analyysi 2) voimakkaammin priorisoimat alueet koostuivat pääasiassa erilaisista metsä- ja suotyypeistä, monimuotoisuusluokista sekä lajihavainnoista. Myös hierarkkisen maskin sisältämät erilaiset luonnonsuojelualueet korostuivat monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) korkeasti priorisoimien alueiden joukossa. Vähiten analyysien prioriteettiarvot poikkesivat kallioalueiden, morenimuodostumien, perinnebiotooppien, selänne- ja laaksoalueiden sekä Putkilahden valtakunnallisen maisema-alueen ympäristöissä. Vaikka osa rasteriruuduista sijoittuikin samoihin prioriteettiarvoluokkiin sekä monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) että kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2), priorisoitiin suurta osaa rasteriruuduista eri tavoin analyysien välillä (Kuva 4 B). Luonnon monimuotoisuusarvojen ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden kautta priorisoitujen alueiden välillä esiintyi heikko positiivinen korrelaatio (Spearman $\rho = 0,29$).

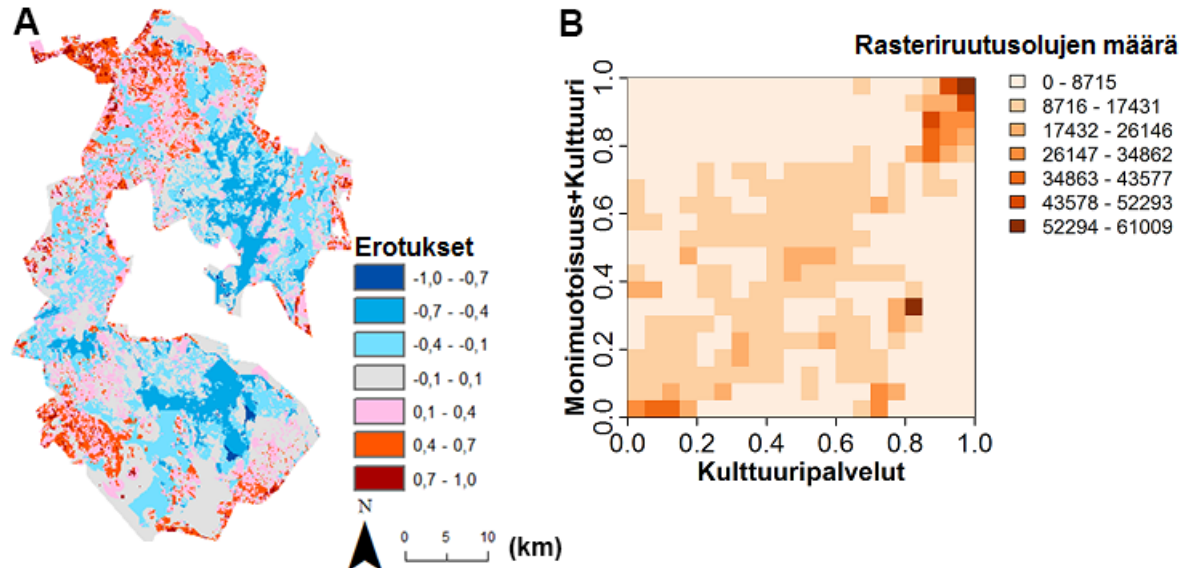


Kuva 4. Havainnekuva monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) prioriteetikarttojen erotuksista ja rasteriruutujen priorisoinnin eroista analyysien välillä. Osassa A on esitetty prioriteetikarttojen erotukset. Mitä tummemmalla värillä alue on piirretty, sitä suurempia eroja analyysien prioriteettiarvojen välillä esiintyy. Negatiiviset arvot (sininen väri) kertovat, että kulttuuripalveluanalyysi pitää kyseisiä alueita arvokkaampana kuin monimuotoisuusanalyysi. Positiiviset arvot (punainen väri) kertovat, että monimuotoisuusanalyysi pitää kyseisiä alueita arvokkaampina kuin kulttuuripalveluanalyysi. Osassa B on esitetty kuinka suuri määrä rasteriruutuja sijoittui samoihin ja toisistaan poikkeaviin prioriteettiarvoluokkiin analyysien välillä. Vaaka-akselilla on esitetty kulttuuripalveluanalyysi (Kulttuuripalvelut) ja pystyakselilla monimuotoisuusanalyysi (Monimuotoisuusarvot).

3.6. Yhdistetyn- ja kulttuuripalveluanalyysin vertailu

Kun vain luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä huomioineeseen monimuotoisuusanalyysiin (analyysi 5) lisättiin mukaan myös ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavat piirteet (analyysi 7), pienentyivät erot analyysien priorisoimien alueiden välillä monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) välisiin eroihin nähden (Kuva 5). Edelleen kuitenkin yhdistetty analyysi (analyysi 7) priorisoi kulttuuripalveluanalyysiä (analyysi 2) voimakkaammin Jyväskylän luoteisosien sekä sen kuntarajojen läheisyydessä sijaitsevia monimuotoisuusarvoja käsittäviä alueita ja vastaavasti kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi yhdistettyä analyysiä (analyysi 7) voimakkaammin Jyväskylän keskustan läheisyydessä sijaitsevia alueita sekä monia veistöjen osia. Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi myös edelleen yhdistettyä analyysiä (analyysi 7) voimakkaammin osia Oittilan maisema-alueesta sekä Pajulahden aluetta. Yhdistetty analyysi (analyysi 7) priorisoi kulttuuripalveluanalyysiä (analyysi 2) selvästi voimakkaammin useiden metsä- ja suotyyppien, monimuotoisuusluokkien, lajihavaintojen sekä hierarkkisen maskin kohteiden esiintymisalueita. Kaikkein pienimpiä erot analyysien priorisoimien alueiden välillä olivat kaikkien muinaisjäätösalueiden, RKY-alueiden, perinnebiotooppien, kallioalueiden, moreenimuodostumien sekä selänne-, laakso- ja ranta-alueiden ympäristöissä. Analyysien prioriteetikartat eivät poikenneet toisistaan laisinkaan Putkilahden valtakunnallisella maisema-alueella. Oittilaa lukuun ottamatta muiden maisema-alueiden priorisoinnissa ei esiintynyt analyysien välillä suuria eroja. Oittilan maisema-alueetta priorisoitiin voimakkaammin kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2). Vaikka monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) vertailuun

nähdessä suurempi osa rasteriruuduista sijoittui samoihin prioriteetti- ja kulttuuripalvelualueisiin sekä yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) että kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2), priorisoitiin yhä edelleen enemmistöä rasteriruuduista eri tavoin analyysien välillä (Kuva 5 B). Luonnon monimuotoisuusarvojen ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden kautta priorisoitujen alueiden välillä vallitsi heikko positiivinen korrelaatio (Spearman $\rho = 0,43$).

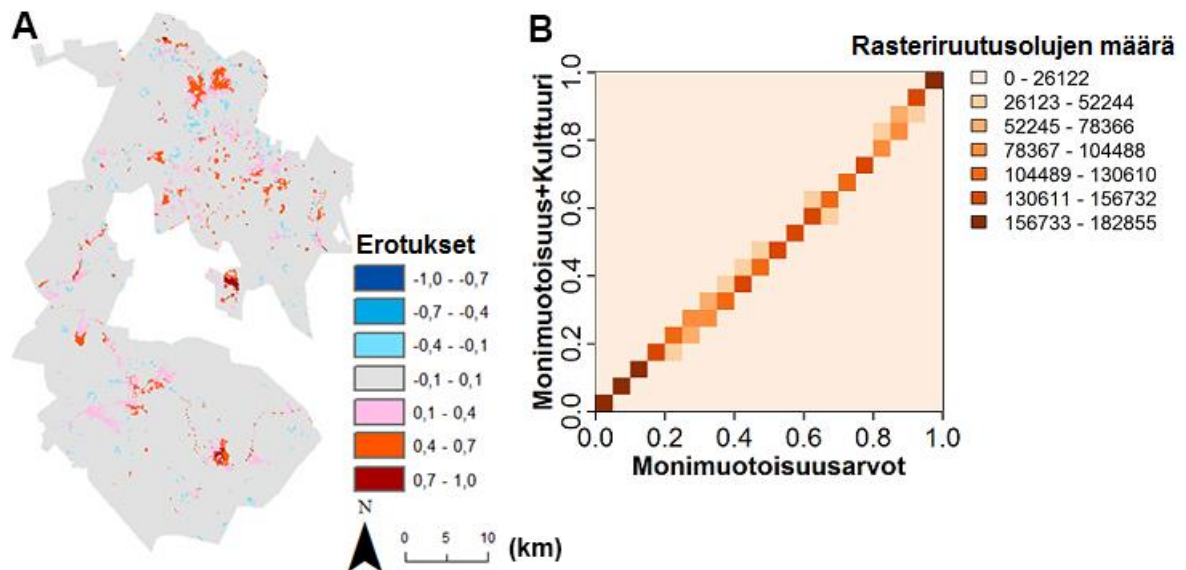


Kuva 5. Havainnekuva yhdistetyn analyysin (analyysi 7) ja kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) prioriteettikarttojen erotuksista ja rasteriruutujen priorisoinnin eroista analyysien välillä. Osassa A on esitetty prioriteettikarttojen erotukset. Mitä tummemmalla värillä alue on piirretty, sitä suurempia eroja analyysien prioriteetti- ja kulttuuripalvelu-alueiden välillä esiintyy. Negatiiviset arvot (sininen väri) kertovat, että kulttuuripalveluanalyysi pitää kyseisiä alueita arvokkaampana kuin yhdistetty analyysi. Positiiviset arvot (punainen väri) kertovat, että yhdistetty analyysi pitää kyseisiä alueita arvokkaampana kuin kulttuuripalveluanalyysi. Osassa B on esitetty kuinka suuri määrä rasteriruutuja sijoittui samoihin ja toisistaan poikkeaviin prioriteetti- ja kulttuuripalvelu-alueisiin analyysien välillä. Vaaka-akselilla on esitetty kulttuuripalveluanalyysi (Kulttuuripalvelut) ja pystyakselilla yhdistetty analyysi (Monimuotoisuus + Kulttuuri).

3.7. Yhdistetyn- ja monimuotoisuusanalyysin vertailu

Koska monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) keskittyi arvottamaan alueita vain luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta kuvaavien piirteiden perusteella, mutta yhdistetty analyysi (analyysi 7) huomioi näiden piirteiden lisäksi myös ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavat piirteet, priorisoi yhdistetty analyysi (analyysi 7) monimuotoisuusanalyysiä (analyysi 5) selvästi voimakkaammin vain ekosysteemin kulttuuripalveluita kuvaavia piirteitä käsittäviä alueita ympäri Jyväskylää (Kuva 6 A). Sen sijaan monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) ei priorisoinut kovinkaan voimakkaasti pelkästään luonnon monimuotoisuusarvoja käsittäviä alueita yhdistettyyn analyysiin (analyysi 7) nähden. Erittäin selvästi yhdistetyn analyysin (analyysi 7) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) prioriteetti- ja kulttuuripalvelu-alueiden ympäristössä siten, että yhdistetty analyysi (analyysi 7) priorisoi niitä monimuotoisuusanalyysiä (analyysi 5) voimakkaammin. Yhdistetty analyysi (analyysi 7) priorisoi myös monimuotoisuusanalyysiä (analyysi 5) voimakkaammin useiden RKY-alueiden, muinaisjäännösalueiden, virkistysluokkien, laakso- ja ranta-alueiden sekä luonnonvirkistys- ja liikuntapalvelualueiden ympäristöjä. Selännealueiden, hierarkkisen maskin kohteiden, perinnebiotooppien, kallioalueiden, moreenimuodostumien ja Putkilahden valtakunnallisen maisema-alueen priorisoinnissa ei sen sijaan esiintynyt eroja

analyysien välillä. Lisäksi kaikki lajihavainnot sijoittuivat molemmissa analyysissä liito-oravahavaintoja lukuun ottamatta samoihin prioriteettiarvoluokkiin. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) priorisoi yhdistettyä analyysiä (analyysi 7) hieman voimakkaammin liito-oravan esiintymisalueita. Suuri osa rasteriruutuduista sijoittui kuitenkin molemmissa analyysissä samoihin prioriteettiarvoluokkiin (Kuva 6 B). Monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) priorisoimien alueiden välillä vallitsi melko vahva positiivinen korrelaatio (Spearman $\rho = 0,93$). Vahva korrelaatio johtui kuitenkin siitä, että luonnon monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä oli tässä tarkastelussa ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaaviin piirteisiin nähden paljon enemmän ja ne saivat suhteellisesti suurempia painoarvoja kuin kulttuuripalvelut. Korrelaatiokertoimen arvo kasvoi automaattisesti suureksi, kun samat luonnon monimuotoisuutta kuvaavat piirteet sijaitsevat sekä X- että Y-akselilla (Kuva 6 B).

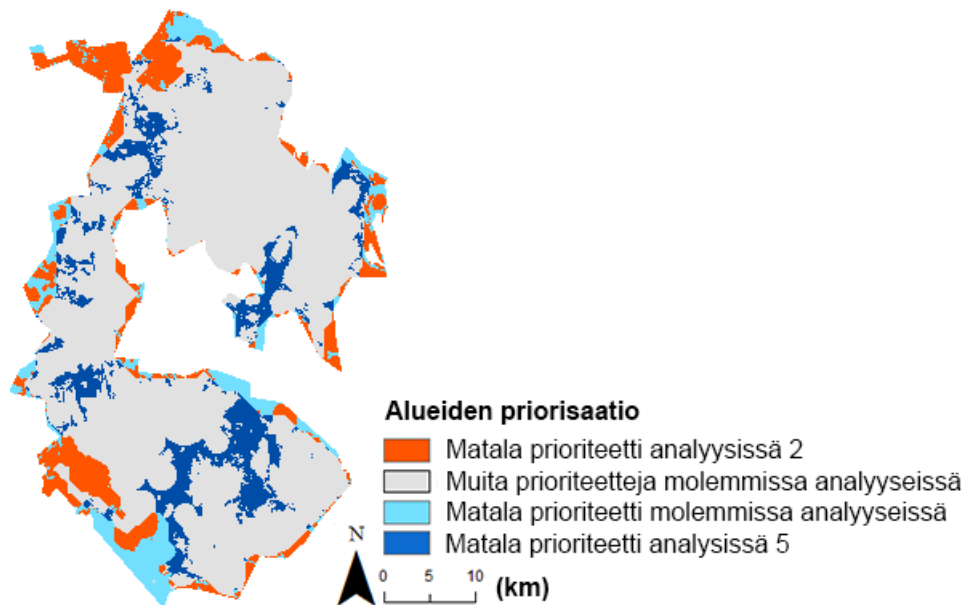


Kuva 6. Havainnekuva yhdistetyn analyysin (analyysi 7) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) prioriteettikarttojen erotuksista ja rasteriruutujen priorisoinnin eroista analyysien välillä. Osassa A on esitetty prioriteettikarttojen erotukset. Mitä tummemmalla värillä alue on piirretty, sitä suurempia eroja analyysien prioriteettiarvojen välillä esiintyy. Negatiiviset arvot (sininen väri) kertovat, että monimuotoisuusanalyysi pitää kyseisiä alueita arvokkaampana kuin yhdistetty analyysi. Positiiviset arvot (punainen väri) kertovat, että yhdistetty analyysi pitää kyseisiä alueita arvokkaampana kuin monimuotoisuusanalyysi. Osassa B on esitetty kuinka suuri määrä rasteriruutuja sijoittui samoihin ja toisistaan poikkeaviin prioriteettiarvoluokkiin analyysien välillä. Vaaka-akselilla on esitetty monimuotoisuusanalyysi (Monimuotoisuusarvot) ja pystyakselilla yhdistetty analyysi (Monimuotoisuus + Kulttuuri).

3.8. Kulttuuripalvelu- ja monimuotoisuusanalyysin vertailu matalissa arvoluokissa

Matalin 20 % prioriteetti kohdistui kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) Jyväskylän kuntarajojen läheisyyteen (Kuva 7). Vähäarvoisena alueena kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) korostui erityisesti Jyväskylän luoteisosa, jossa esiintyi useita metsä- ja suotyyppisiä, monimuotoisuusluokkia sekä hierarkkisen maskin kohteita, mutta ei yhtään ekosysteemien kulttuuripalvelua. Kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) laajempina vähäarvoisina alueina korostuivat myös Saalahden ja Ahvenuksen alueet, jossa ei juuri esiintynyt ekosysteemien kulttuuripalveluita, mutta niissä esiintyi useita metsä- ja suotyyppisiä, monimuotoisuusluokkia sekä liito-oravan, vaarantuneiden ja silmälläpidettävien kasvilajien havaintoja. Monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) matalin 20

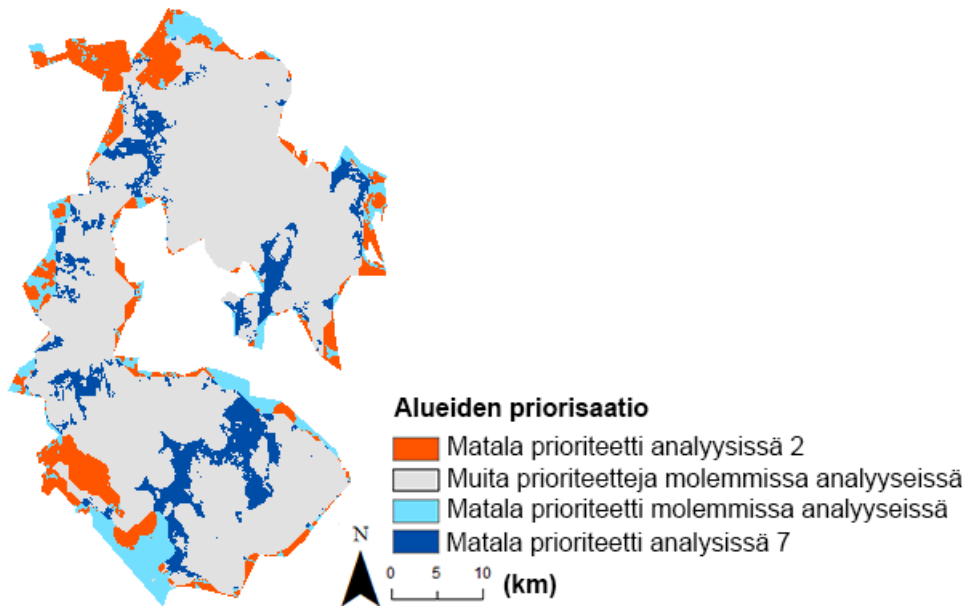
% prioriteetti puolestaan kohdistui kulttuuripalveluanalyysiä (analyysi 2) voimakkaammin vesistöihin ja viljelyalueisiin. Lisäksi jotkin tieosuudet erottuivat matalan prioriteetin alueina monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5). Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) piti matalimmassa 20 % prioriteetissa useita sellaisia alueita, joilla esiintyi RKY-alueita, ranta-alueita ja maisema-alueita. Molemmille analyyseille oli yhteistä se, että ne pitivät vähäarvoisena monia Päijänteen vesistön osia sekä Tikkakosken lentokenttäaluetta ja sen lähiympäristöä. Tämä johtui siitä, että näille alueille ei sijoittunut ekosysteemien kulttuuripalveluita tai luonnon monimuotoisuutta kuvaavia piirteitä, eikä niille annettu painoarvoja.



Kuva 7. Havainnekuva kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) matalimman 20 % prioriteetin alueista. Oranssi väri kertoo, että kulttuuripalveluanalyysi pitää kyseistä aluetta vähäarvoisena ja sininen väri, että monimuotoisuusanalyysi pitää kyseistä aluetta vähäarvoisena. Harmaalla värillä on esitetty alueet, jotka saivat molemmissa analyyseissä prioriteettiarvoja väliltä 20–100 %. Vaaleansinisellä värillä on esitetty alueet, jotka saivat matalia prioriteettiarvoja molemmissa analyyseissä.

3.9. Kulttuuripalvelu- ja yhdistetyn analyysin vertailu matalissa arvoluokissa

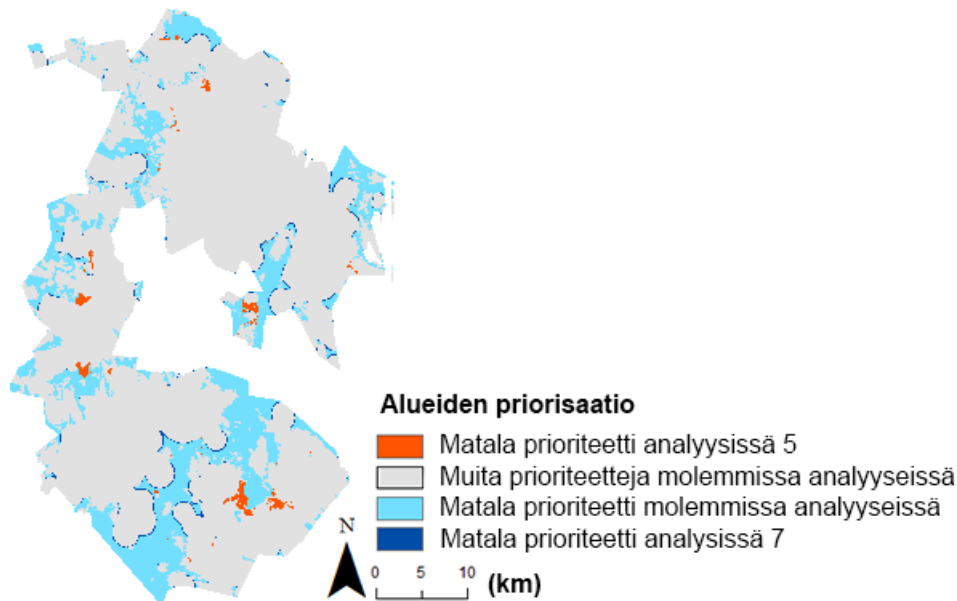
Kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) erot matalimmassa 20 % prioriteettiarvoluokassa olivat samansuuntaisia kuin erot kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) välillä (Kuva 8), mutta yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) monet kulttuuripalvelut, erityisesti RKY-alueet ja maisema-alueet sijoittuivat korkeampiin prioriteettiarvoluokkiin kuin monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5). Yhdistetty analyysi (analyysi 7) piti kuitenkin edelleen monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) tapaan vesistöjä ja niihin rajautuvia alueita selvästi vähäarvoisempina kuin kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2). Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) piti myös edelleen Jyväskylän kuntarajojen sekä sen luoteisosien alueita vähäarvoisimpina. Myös Saalahden ja Ahvenuksen alueet sijoittuivat kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) matalimpaan 20 % prioriteettiarvoluokkaan, kuten ne sijoittuivat kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) matalimpien prioriteettiarvoluokkien vertailussa. Molemmille analyyseille oli yhteistä monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) tapaan se, että ne sijoittivat vähäarvoisiksi monia Päijänteen vesistön osia sekä Tikkakosken lentokenttäaluetta ja sen lähiympäristöä.



Kuva 8. Havainnekuva kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) matalimman 20 % prioriteetin alueista. Oranssi väri kertoo, että kulttuuripalveluanalyysi pitää kyseistä aluetta vähäarvoisena ja sininen väri, että yhdistetty analyysi pitää kyseistä aluetta vähäarvoisena. Harmaalla värillä on esitetty alueet, jotka saivat molemmissa analyyseissä prioriteettiarvoja väliltä 20–100 %. Vaaleansinisellä värillä on esitetty alueet, jotka saivat matalia prioriteettiarvoja molemmissa analyyseissä.

3.10. Monimuotoisuus- ja yhdistetyn analyysin vertailu matalissa arvoluokissa

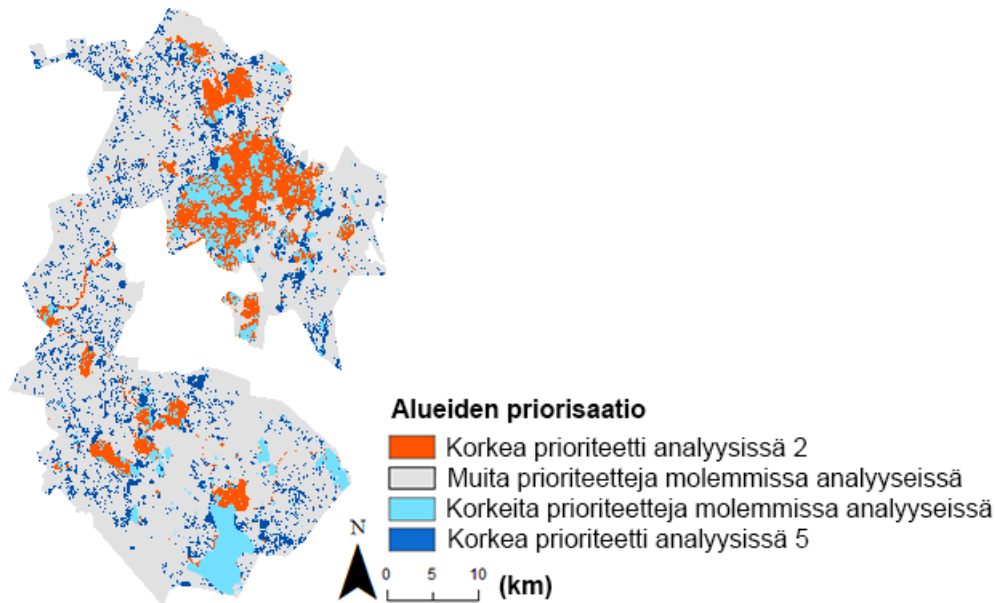
Monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) erot matalimmassa 20 % osuudessa maisemassa kohdistuivat voimakkaasti etenkin lajihavaintojen puskurivyöhykkeisiin (Kuva 9) siten, että yhdistetty analyysi (analyysi 7) piti lajihavaintojen 300–100 metriä leveiden puskurivyöhykkeiden reuna-alueita vähäarvoisina, mutta monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) piti niitä arvokkaampina. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) piti esimerkiksi Säynätsalon alueelle sijoittuvia RKY-alueita ja ranta-alueita vähäarvoisina, kun taas yhdistetty analyysi (analyysi 7) antoi näille alueille suurempia prioriteettiarvoja. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) ei pitänyt myöskään arvokkaana yhdistetyn analyysin (analyysi 7) arvokkaana pitämää Oittilan maisema-aluetta, eikä osia Puuppolan maisema-alueesta. Myös joidenkin luonnonvirkistys- ja liikuntapalvelualueiden osat, kuten Oittilan luontopolun, Uutelanmäen luontopolun, Tervasreittien sekä Maakuntauran reitit sijoittuivat monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) matalimman 20 % prioriteetin alueisiin, mutta yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) ne saivat suurempia prioriteettiarvoja. Molemmat analyysit pitivät matalimmassa 20 % prioriteettiarvoluokassa vesistöjen sekä Tikkakosken lentokenttäaluetta.



Kuva 9. Havainnekuva monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) matalimman 20 % prioriteetin alueista. Oranssi väri kertoo, että monimuotoisuusanalyysi pitää kyseistä aluetta vähäarvoisena ja sininen väri, että yhdistetty analyysi pitää kyseistä aluetta vähäarvoisena. Harmaalla värillä on esitetty alueet, jotka saivat molemmissa analyyseissä prioriteettiarvoja väliltä 20–100 %. Vaaleansinisellä värillä on esitetty alueet, jotka saivat matalia prioriteettiarvoja molemmissa analyyseissä.

3.11. Kulttuuripalvelu- ja monimuotoisuusanalyysin vertailu korkeissa arvoluokissa

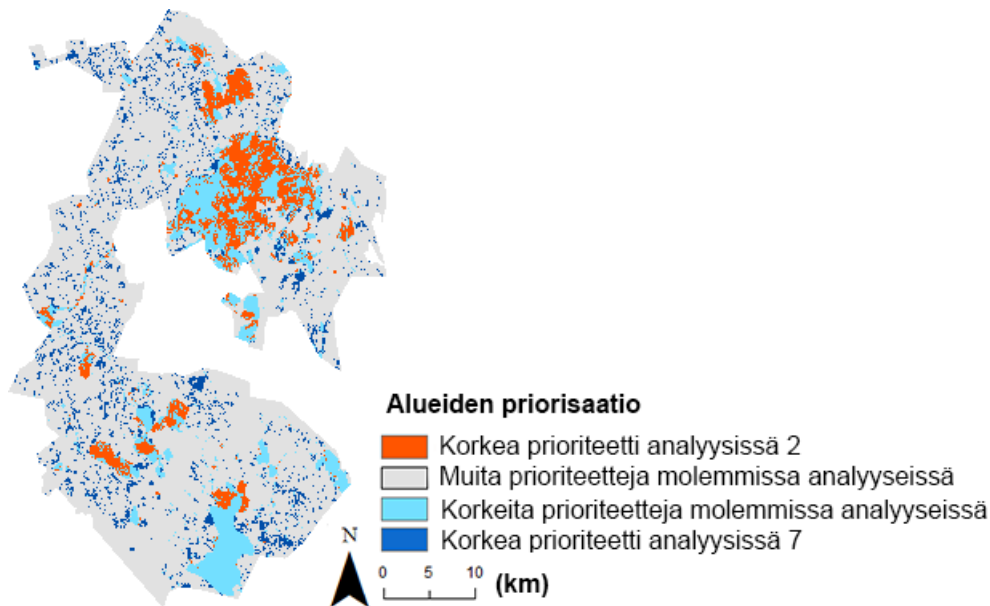
Kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) välillä esiintyi suurta vaihtelua arvokkaimmassa 20 % osuudessa maisemasta (Kuva 10). Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi voimakkaasti monimuotoisuusanalyysiin (analyysi 5) nähden etenkin Jyväskylän keskustan läheisyydessä sijaitsevia alueita, joilla myös väestötiheys oli suuri. Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) sijoitti arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta kaikki Jyväskylän maisema-alueet (Kuukanpää, Oittila, Särkijoki ja Maatianjärvi). Myös monet selänne-, ranta- ja laakso-alueista, virkistysluokista, muinaisjäännösalueista, RKY-alueista sekä luonnonvirkistys- ja liikuntapalvelualueista sijoittuivat kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) arvokkaimpaan 20 % maisemasta, mutta monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) ne sijoittuivat muihin prioriteettiarvoluokkiin. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) puolestaan piti arvokkaimmassa 20 % osuudessa maisemasta kaikkia hierarkkisen maskin alle sijoittuvia alueita, lajihavaintoja sisältäviä alueita, monimuotoisuusluokkia käsittäviä alueita sekä erilaisia metsä- ja suotyypejä käsittäviä alueita toisin kuin ekosysteemipalveluanalyysi (analyysi 2). Molemmissa analyyseissä arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta sijoittuivat Putkilahden valtakunnallinen maisema-alue, kallioalueet, moreenimuodostumat, perinnebiotoopit ja jotkin osat Jyväskylän keskusta-alueesta.



Kuva 10. Havainnekuva kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) korkeimman 20 % prioriteetin alueista. Oranssi väri kertoo, että kulttuuripalveluanalyysi pitää kyseistä aluetta arvokkaana ja sininen väri, että monimuotoisuusanalyysi pitää kyseistä aluetta arvokkaana. Harmaalla värillä on esitetty alueet, jotka saivat molemmissa analyyseissä prioriteettiarvoja väliltä 0–80 %. Vaaleansinisellä värillä on esitetty alueet, jotka saivat korkeita prioriteettiarvoja molemmissa analyyseissä.

3.12. Kulttuuripalvelu- ja yhdistetyn analyysin vertailu korkeissa arvoluokissa

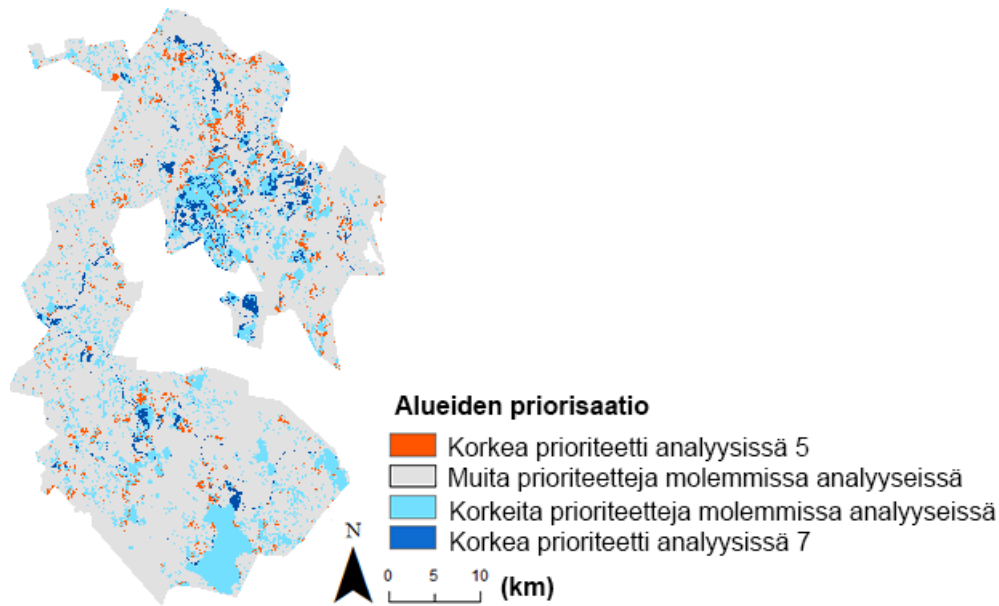
Kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) välillä esiintyneet erot arvokkaimmassa 20 % osuudessa maisemasta olivat hyvin samansuuntaisia kuin erot kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) välillä, mutta ne olivat selvästi pienentyneet (Kuva 11). Kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) priorisoi edelleen yhdistettyä analyysiä (analyysi 7) voimakkaammin Jyväskylän keskustan läheisyydessä sijaitsevia alueita niiden suuresta väestötiheydestä ja kulttuuripalveluiden määrästä johtuen, mutta eroavaisuuksien pinta-alat olivat selvästi pienentyneet. Myös kaikki maisema-alueet sijoittuivat edelleen arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2), mutta yhdistetty analyysi (analyysi 7) piti näitä alueita selkeästi vähempiarvoisina. Yhdistetyn analyysin (analyysi 7) arvokkain 20 % osuus maisemasta käsitti maisema-alueita lukuun ottamatta kaikki ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavat piirteet jotkin yksittäiset luonnonvirkistys- ja liikuntapalvelualueiden osat pois lukien. Tällaisia olivat esimerkiksi Surkeenjärven luontopolun ja Uutelanmäen luontopolun osat. Kun yhdistetty analyysi (analyysi 7) huomioi luonnon lajistollisen ja ekologisen monimuotoisuuden ohella myös ekosysteemien kulttuuripalvelut, pienentyivät vain metsä- ja suotyyppeikuvioille sekä lajihavainnoille varattujen alueiden pinta-alat ja niiden määrä monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) priorisoimiin alueisiin nähden. Yhdistetty analyysi (analyysi 7) ei pitänyt esimerkiksi enää kaikkein yleisimpiä, pienillä painorvoilla varustettuja, kehitys- ja kuivatusluokkatiedoilla heikennettyjä metsä- ja suotyyppejä yhtä arvokkaina kuin monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5). Yhdistetty analyysi (analyysi 7) piti kuitenkin edelleen monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) tapaan kaikkia muita lajihavainnoita, paitsi osaa liito-oravahavainnoista kaikkein arvokkaimmassa 20 % osuudessa maisemasta.



Kuva 11. Havainnekuva kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) korkeimman 20 % prioriteetin alueista. Oranssi väri kertoo, että kulttuuripalveluanalyysi pitää kyseistä aluetta arvokkaana ja sininen väri, että yhdistetty analyysi pitää kyseistä aluetta arvokkaana. Harmaalla värillä on esitetty alueet, jotka saivat molemmissa analyysissä prioriteettiarvoja väliltä 0–80 %. Vaaleansinisellä värillä on esitetty alueet, jotka saivat korkeita prioriteettiarvoja molemmissa analyysissä.

3.13. Monimuotoisuus- ja yhdistetyn analyysin vertailu korkeissa arvoluokissa

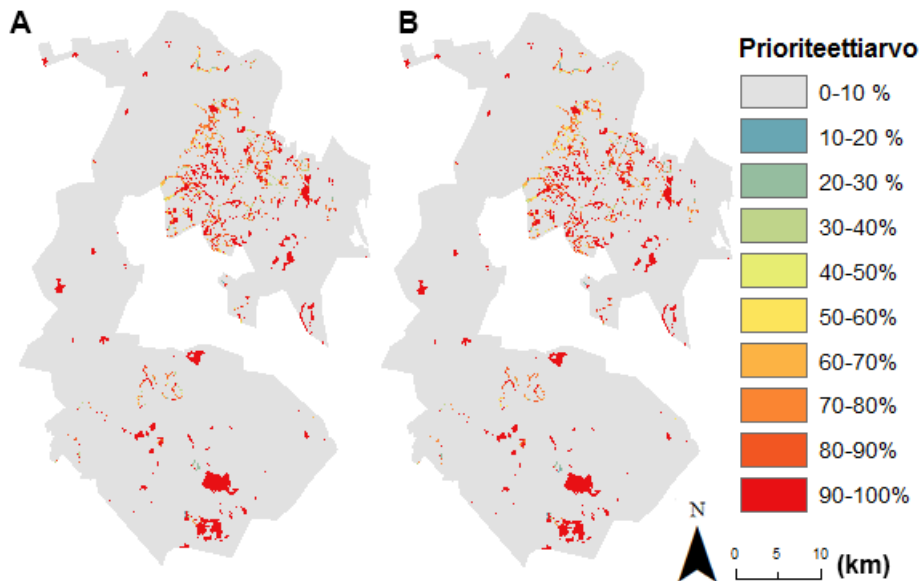
Monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) erot arvokkaimmassa 20 % osuudessa maisemassa kohdistuivat vahvasti ekosysteemien kulttuuripalveluihin siten, että yhdistetty analyysi (analyysi 7) määrittä useita niitä sisältäviä alueita arvokkaiksi, kun taas monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) piti niitä vähempiarvoisina (Kuva 12). Yhdistetyn analyysin (analyysi 7) arvokkaimmassa 20 % osuudessa maisemassa korostuvat monimuotoisuusanalyysiin (analyysi 5) nähden erityisesti monet luonnonvirkistys- ja liikuntapalvelualueet, RKY-alueet, muinaisjäännösalueet, selänne-, laakso- ja ranta-alueet sekä virkistysluokat. Sen sijaan monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) sijoitti metsä- ja suotyypeistä useita lehtomaisia kankaita, tuoreita kankaita, kuivahkoja kankaita ja karuja rämeitä arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta, kun taas yhdistetty analyysi (analyysi 7) määrittä samat kohteet vähempiarvoisiksi. Muiden metsä- ja suotyyppien käsittävien alueiden arvottamisessa ei ollut analyysien välillä eroa, vaan ne kaikki sijoittuivat molemmissa analyysissä arvokkaimpaan 20 % prioriteettiarvoluokkaan. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) sijoitti myös useita monimuotoisuusluokkia 1 ja 2 sisältäviä kohteita arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta, kun taas yhdistetty analyysi (analyysi 7) määrittä ne vähempiarvoisiksi. Kaikki monimuotoisuusluokan 3 kohteet olivat kuitenkin molemmissa analyysissä arvokkaimmassa 20 % osuudessa maisemasta. Myös kaikki lajihavainnot sijoittuivat molemmissa analyysissä liito-oravahavaintoja lukuun ottamatta 20 % arvokkaimpaan osuuteen maisemasta. Molemmissa analyysissä korkeimpaan 20 % prioriteettiarvoluokkaan sijoittuivat lisäksi pienvesistöalueet, kallioalueet, moreenimuodostumat, perinnebiotoopit ja Putkilahden valtakunnallinen maisema-alue.



Kuva 12. Havainnekuva monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) korkeimman 20 % prioriteetin alueista. Oranssi väri kertoo, että monimuotoisuusanalyysi pitää kyseistä aluetta arvokkaana ja sininen väri, että yhdistetty analyysi pitää kyseistä aluetta arvokkaana. Harmaalla värillä on esitetty alueet, jotka saivat molemmissa analyyseissä prioriteettiarvoja väliltä 0–80 %. Vaaleansinisellä värillä on esitetty alueet, jotka saivat korkeita prioriteettiarvoja molemmissa analyyseissä.

3.14. Jyväskylän viherverkostoselvityksen monimuotoisuusytimien ja ekologisten yhteyksien sijoittuminen analyysien prioriteetikarttoihin nähden

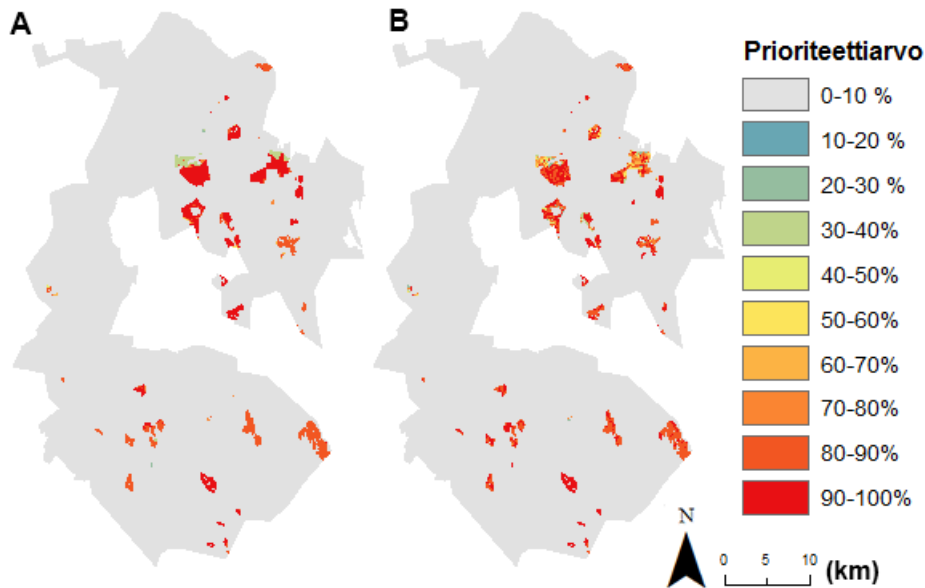
Tämän tutkielman yhtenä tavoitteena oli selvittää, miten Jyväskylässä vuonna 2012 asiantuntijatyönä laaditussa viherverkostoselvityksessä (Lehtinen 2012) monimuotoisuusytimiksi ja ekologisiksi yhteyksiksi määritellyt kohteet sijoittuivat suhteessa työn tuloksena syntyneisiin luonnon monimuotoisuusarvot huomioineisiin prioriteetikarttoihin nähden (analyysien 5 ja 7 tulokartat). Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5), joka keskittyi arvottamaan maisemaa vain luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta kuvaavien piirteiden perusteella sijoitti lähes kaikki selvityksen monimuotoisuusytimet prioriteettiarvoluokkiin 70–100 % (Kuva 13 A). Jyväskylän keskustan läheisyydessä monimuotoisuusytimet sijoittuvat kaikkein arvokkaimpaan 90–100 % osuuteen maisemasta, mutta esimerkiksi Päjänteen Pahalahden maa-alueella sijaitseva monimuotoisuusydin sijoittui pääpiirteissään prioriteettiarvoluokkaan 20–30 %. Ekologisten yhteyksien prioriteettiarvoluokissa esiintyi sen sijaan paljon vaihtelua ympäri Jyväskylää. Zonation-ohjelmisto määrittikin ekologisten yhteyksien kattamille alueille prioriteettiarvoluokkia väliltä 10–100 %. Yhdistetty analyysi (analyysi 7) määrittä kaikille monimuotoisuusytimille täsmälleen samat prioriteettiarvoluokat kuin monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) sillä erolla, että se piti Kortepellon läheisyydessä sijaitsevaa monimuotoisuusydintä arvokkaampana kuin monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) (Kuva 13 B). Yhdistetyn analyysin (analyysi 7) ekologisille yhteyksille määrittämät prioriteettiarvoluokat vaihtelivat myös paljon monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) tapaan ympäri Jyväskylää. Yhdistetty analyysi (analyysi 7) sijoitti kuitenkin useamman kohteen korkeampaan prioriteettiarvoluokkaan kuin monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5).



Kuva 13. Jyväskylän viherverkostoselvityksen monimuotoisuusytimien ja ekologisten yhteyksien sijoittuminen Zonation-ohjelmiston prioriteettiarvoihin nähden. Siniset alueet ovat matalimpien ja tummanpunaiset alueet korkeimpien prioriteettiarvojen alueita. Osassa A esitetään, miten selvityksen kohteet sijoittuvat monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) prioriteettiarvoihin nähden. Osassa B puolestaan esitetään, miten selvityksen kohteet sijoittuvat yhdistetyn analyysin (analyysi 7) prioriteettiarvoihin nähden.

3.15. Jyväskylän viherverkostoselvityksen virkistysytimien sijottuminen analyysin prioriteettikarttoihin nähden

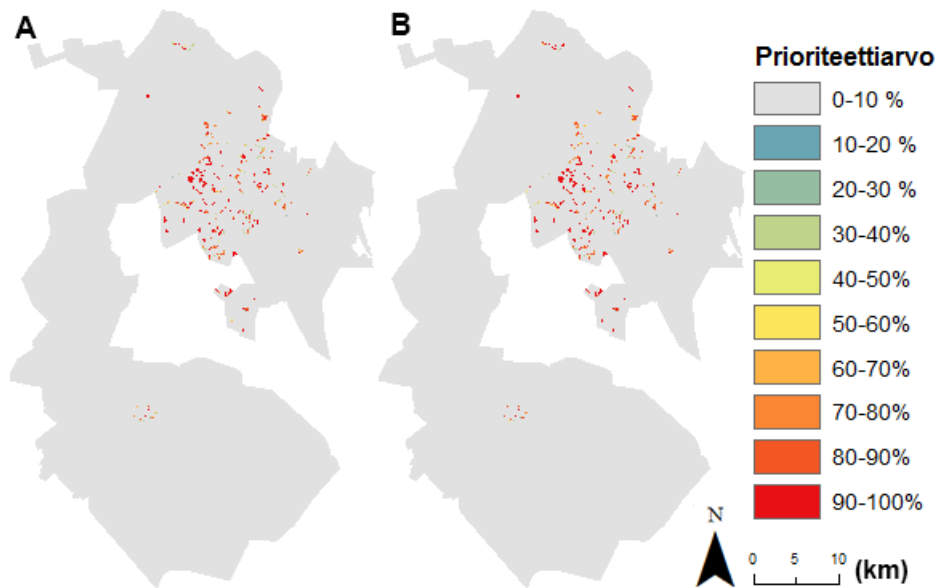
Jyväskylän viherverkostoselvityksessä (Lehtinen 2012) virkistysytimiksi määritellyt kohteet sijoittuivat kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) prioriteettiarvoluokkiin 70–100 % (Kuva 14). Selvästi erottuvina vähempiarvoisina alueina virkistysytimistä erottuivat vain osat Laajavuoren ja Saanivuoren alueista, jotka saivat prioriteettiarvoja väliltä 30–40 %. Yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) kaikki viherverkostoselvityksen virkistysytimet sijoittuivat suhteellisesti matalempiin prioriteettiarvoluokkiin kuin kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2), sillä analyysi arvotti näiden suurikokoisten alueiden sisältä paljon pieniä useita aineistotyyppisiä sisältäviä alueita. Virkistysytimien alueilla esiintyi esimerkiksi useita erilaisia metsä- ja suotyyppisiä, joiden painoarvot ja kuntoisuuskertoimet vaihtelivat. Yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) suurin osa virkistysytimistä sijoittui prioriteettiarvoluokkiin 40–100 %, mutta joidenkin kohteiden sisältä löytyy myös vähäarvoiseksi (20–40 %) määriteltyjä kohteita. Tällaisia ovat esimerkiksi osat Laajavuoresta, Saanivuoresta ja Ristikiven alueesta.



Kuva 14. Jyväskylän viherverkostoselvityksen virkistysytimien sijoittuminen Zonation-ohjelmiston prioriteettiarvoihin nähden. Siniset alueet ovat matalimpien ja tummanpunaiset alueet korkeimpien prioriteettiarvojen alueita. Osassa A esitetään, miten selvityksen kohteet sijoittuvat kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) prioriteettiarvoihin nähden. Osassa B puolestaan esitetään, miten selvityksen kohteet sijoittuvat yhdistetyn analyysin (analyysin 7) prioriteettiarvoihin nähden.

3.16. Jyväskylän kaupungin METSO-inventoinnin avoimien kohteiden, kaupungin ehdottamien suojelualuevarausmerkintöjen ja viheryhteystarpeiden sijoittuminen analyysien prioriteettikarttoihin nähden

Monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) Jyväskylän kaupungin omistamien maiden METSO-inventoinnin avoimista kohteista suurin osa sijoittui Zonation-ohjelmiston prioriteettiarvoluokkiin 70–100 % muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta (Kuva 15 A). Esimerkiksi Mäyrävuoren METSO-kohde sijoittui prioriteettiarvoluokkaan 60–70 % ja Aallonhuvilan METSO-kohde jakautui prioriteettiarvoluokkiin välillä 40–100 %. Kaikki Jyväskylän kaupungin ehdotukset uusista suojelualuemerkinnöistä yleiskaavaan sijoittuivat monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) prioriteettiarvoluokkiin 80–100 %. Ehdotukset uusista viheryhteystarpeista vaihtelivat prioriteettiarvoluokiltaan välillä 10–100 % ympäri Jyväskylää. Yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) Jyväskylän kaupungin omistamien maiden METSO-inventoinnin kohteista kaikki muut, paitsi Mäyrävuoren, Lintukankaan ja Kangaslammen kohteet sijoittuivat prioriteettiarvoluokkiin 80–100 % (Kuva 15 B). Mäyrävuoren, Lintukankaan ja Kangaslammen kohteiden prioriteettiarvoluokat vaihtelivat 60–100 % välillä. Kaikki muut Jyväskylän kaupungin ehdotukset uusista suojelualuemerkinnöistä yleiskaavaan, paitsi Karhuvuoren alue saivat prioriteettiarvoluokakseen 90–100 %. Karhuvuoren alueen prioriteettiarvoluokat vaihtelivat välillä 50–100 %. Jyväskylän kaupungin ehdotukset uusista viheryhteystarpeista vaihtelivat myös yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) prioriteettiarvoiltaan ympäri Jyväskylää välillä 10–100 %.



Kuva 15. Jyväskylän kaupungin ehdottamien uusien suojelualuevarausmerkintöjen, viheryhteystarpeiden ja tulevaisuudeltaan epävarmojen METSO-inventoinnin kohteiden sijoittuminen Zonation-ohjelmiston prioriteettiarvoihin nähden. Siniset alueet ovat matalimpien ja tummanpunaiset alueet korkeimpien prioriteettiarvojen alueita. Osassa A esitetään, miten selvityksen kohteet sijoittuvat monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) prioriteettiarvoihin nähden. Osassa B puolestaan esitetään, miten selvityksen kohteet sijoittuvat yhdistetyn analyysin (analyysi 7) prioriteettiarvoihin nähden.

4. TULOSTEN TARKASTELU

Tutkimustulokset osoittavat, että luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden esiintymisen kautta priorisoitujen alueiden välillä esiintyy heikko positiivinen korrelaatio (Spearman $\rho = 0,29$). Luonnon monimuotoisuusarvot eivät siis näyttäisi esiintyvän kovin edustavina siellä, missä ekosysteemien kulttuuripalveluiden painopistealueet kulttuuripalveluanalyysin (analyysi 2) mukaan esiintyvät. Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden korkean prioriteetin alueiden välistä ristiitaa saadaan kuitenkin pienennettyä, kun molemmat piirrejoukot huomioidaan samassa prioriteettianalyysissä (Spearman $\rho = 0,43$ ja $0,93$). Piirteiden sijoittaminen samaan analyysiin lisää niiden kulttuuripalveluiden arvoa, jotka esiintyvät luonnon monimuotoisuuden kanssa samoilla alueilla. Näin suurempi osa molemmista piirrejoukoista sijoittuu samoihin prioriteettiarvoluokkiin verrattuna tilanteeseen, jossa piirrejoukkoja tarkastellaan toisistaan erillisissä analyysissä. Vaikka luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden esiintymistä tarkasteltaisiinkin samassa analyysissä, eivät kaikki ekosysteemien kulttuuripalveluihin kuuluvat maisema-alueet tai luonnonvirkistys- ja liikuntapalvelualueet sijoitu arvokkaimpaan 20 % osuuteen kokonaisuusmaisemasta. Luonnon monimuotoisuusarvoille aiheutuu puolestaan se haitta, etteivät kaikki liito-oravan esiintymisalueet, lehtomaiset kankaat, tuoreet kankaat, kuivahkot kankaat ja karut rämeet sijoitu arvokkaimpaan 20 % osuuteen maisemasta. Ekosysteemien kulttuuripalveluiden huomioiminen Jyväskylän maankäytön suunnittelussa yhdessä luonnon monimuotoisuusarvojen kanssa johtaa myös siihen, että eliölajien puskurivyöhykkeiden koko pienentyy, sillä niitä sijoittuu myös matalimpaan 20 % osuuteen maisemasta. Mitkään ekosysteemien kulttuuripalveluista eivät kuitenkaan sijoitu matalimpaan 20 % osuuteen maisemasta, mikäli ne huomioidaan samanaikaisesti luonnon monimuotoisuusarvojen kanssa. Tuloksia tarkasteltaessa tulee huomioida, että voimakas positiivinen korrelaatio

monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) tuloskarttojen välillä johtuu siitä, että luonnon monimuotoisuusarvoista kertovia piirteitä oli analyyseissämme niiden rakenteesta johtuen huomattavasti enemmän kuin ekosysteemien kulttuuripalveluista kertovia piirteitä. Tämän lisäksi luonnon monimuotoisuutta kuvaavat piirteet arvotettiin ekosysteemien kulttuuripalveluita voimakkaammin. Näin ollen luonnon monimuotoisuusarvojen esiintymisen kautta alueille määräytyneet prioriteetti-arvot korreloivat siis hyvin voimakkaasti itsensä kanssa monimuotoisuusanalyysin (analyysi 5) ja yhdistetyn analyysin (analyysi 7) välillä.

Jos Jyväskylän maankäytön suunnittelussa etsitään erikseen luonnon monimuotoisuusarvojen ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden kannalta arvokkaimpia alueita, on todennäköistä, että molempien aineistotyyppien piirteitä saadaan turvattua vähemmän kuin, mitä niiden samanaikaisella ja kokonaisvaltaisella huomiomisella voitaisiin turvata. Vaikka kaikki kolme tutkielmassa tarkasteltua analyysiä pitivätkin arvokkaina harvinaisia piirteitä, voimakkaasti painotettuja piirteitä ja useita piirteitä sisältäviä alueita, oli analyysien priorisoimien alueiden välillä selvästi identifioitavia eroja. Pelkästään ekosysteemien kulttuuripalveluihin keskittynyt kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) arvotti selvästi enemmän korkean väestötiheyden läheisyydessä sijaitsevia alueita, kuin vain luonnon monimuotoisuusarvoihin keskittynyt monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) ja molempiin aineistotyyppisiin keskittynyt yhdistetty analyysi (analyysi 7). Ekosysteemien kulttuuripalveluiden arvon heijastuminen lähiympäristönsä väestötiheyden mukaan vaikutti myös siihen, että kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) arvotti laajempia aluekokonaisuuksia kuin analyysit monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) ja yhdistetty analyysi (analyysi 7). Esimerkiksi piirteitä sisältämättömät vesistöalueet ja viljelyalueet saivat kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) monimuotoisuusanalyysiä (analyysi 5) ja yhdistettyä analyysiä (analyysi 7) selvästi suurempia prioriteetti-arvoja. Monimuotoisuusanalyysi (analyysi 5) ja yhdistetty analyysi (analyysi 7) poikkesivat kulttuuripalveluanalyysistä (analyysi 2) puolestaan siinä, että niissä huomioitiin piirteiden harvinaisuuden ja painoarvon lisäksi myös niiden luonnontilaisuus ja keskinäinen samankaltaisuus. On siis hyvin todennäköistä, että mikäli Jyväskylän maankäytön suunnittelussa varataan alueita rakentamisen ulkopuolelle tarkastelemalla ekosysteemien kulttuuripalveluiden ja luonnon monimuotoisuusarvojen prioriteettikarttoja toisistaan erillään, syrjitään ekosysteemien kulttuuripalveluita vähempiarvoisten monimuotoisuuspiirteiden, kuten yleisten metsä- ja suotyyppien kustannuksella, joista osan tilaa ihminen on saattanut omalla toiminnallaan muuttaa. Vastaavasti keskittymällä ensisijaisesti ekosysteemien kulttuuripalveluiden huomioimiseen, saatetaan luonnon monimuotoisuusarvojen kustannuksella varata rakentamisen ulkopuolelle ekosysteemien kulttuuripalveluita tukevia laajempia alueita, jotka eivät ole kuitenkaan välttämättömiä jonkin kulttuuripalvelun säilymisen kannalta.

Lisäksi tämän työn tutkimustulokset osoittavat, että asiantuntijatyönä laaditun Jyväskylän viherverkostoselvityksen (Lehtinen 2012) monimuotoisuusytimet sijoittuvat korkeisiin prioriteetti-arvoluokkiin riippumatta siitä, huomioitiinko ekosysteemien kulttuuripalvelut yhdessä vai erikseen luonnon monimuotoisuusarvojen kanssa. Myös Jyväskylän kaupungin asiantuntijatyönä määrittelemät virkistysytimet sijoittuivat sekä kulttuuripalveluanalyysissä (analyysi 2) että yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) korkeisiin prioriteetti-arvoluokkiin. Tosin yhdistetty analyysi (analyysi 7) löysi virkistysytimien sisältä enemmän vaihtelua kuin kulttuuripalveluanalyysi (analyysi 2) ja arvotti ne pienemmissä osissa. Jyväskylän kaupungin omistamien maiden METSO-inventoinnin avoimista kohteista lähes kaikki sijoittuivat arvokkaisiin prioriteetti-arvoluokkiin riippumatta siitä, tarkasteltiinko niitä yhdessä vai erikseen ekosysteemien kulttuuripalveluista. Jyväskylän kaupungin asiantuntijatyönä laatimat ehdotukset uusista yleiskaavojen

suojelualuemerkinnoistä sijoittuivat myös kaikissa analyyseissä arvokkaihin prioriteettiarvoluokkiin. Sen sijaan Jyväskylän kaupungin ehdotukset uusista viheryhteystarpeista sijoittuivat vaihtelevasti kaikkiin prioriteettiarvoluokkiin riippumatta siitä, tarkasteltiinko ekosysteemin kulttuuripalveluita yhdessä vai erikseen luonnon monimuotoisuusarvojen kanssa. Myös Jyväskylän viherverkostoselvityksen ekologiset yhteydet sijoittuivat analyyseistä riippumatta vaihtelevasti kaikkiin prioriteettiarvoluokkiin. Ehdotettujen viheryhteystarpeiden ja Jyväskylän viherverkostoselvityksen ekologisten yhteyksien sijoittumisen vaihtelevasti kaikkiin prioriteettiarvoluokkiin voidaan nähdä johtuvan siitä, että ne on määritetty asiantuntijatyönä kohdekohtaisesti sellaisiin paikkoihin, joissa niiden olemassaolo olisi yhdyskuntarakenteen kannalta mahdollista. Tämän tutkielman Zonation-analyysit pyrkivät puolestaan osoittamaan ekologisille yhteyksille suotuisia paikkoja laaja-alaisemmin sen mukaan, miten hyvin tietyt elinympäristötyypit edistävät toistensa kytkettyneisyyttä.

4.1. Tutkimustulosten tulkinnassa on huomioitava useita seikkoja

Koska tutkielmassa käytetty rasteriruutukoko oli suhteellisen pieni (20 x 20 metriä), ei prioriteettikarttojen tarkastelussa tule keskittyä yksittäisiin rasteriruutuihin, vaan laajempiin saman prioriteettiarvoluokan rasteriruutujen muodostamiin alueisiin. Laajempien kokonaisuuksien tarkastelu on varsin perusteltua, sillä esimerkiksi monien Suomessa elävien vanhojen metsien lajien on todettu olevan riippuvaisia yhtenäisen metsäpeitteen jatkumosta, eivätkä yksittäiset pienialaisina säästetyt vanhan metsän laikut riitä turvaamaan niiden säilymistä tulevaisuudessa (Rassi ym. 2010). Mitä yhtenäisempi tarkasteltava maisema on, eli mitä lähempänä elinympäristölaikut sijaitsevat toisiaan, sitä todennäköisempää lajin on asuttaa uusi sille soveltuva elinympäristön osa (MacArthur & Wilson 1967). Suuri elinympäristölaikun koko puolestaan alentaa lajien sukupuuttoon kuoleminen riskiä ja kiihdyttää lajiutumista pienempään elinympäristölaikkuun nähden, sillä se mahdollistaa enemmän ekologisia lokeroita ja suurempia populaatiokokoa lajeille (Rosenzweig 1992). Toisaalta joidenkin lajiryhmien, kuten kasvien ja hyönteisten on osoitettu pystyvän pysymään elinvoimaisina pienilläkin elinympäristölaikuilla kaupunkiympäristöissä (McKinney 2008). Rassi ym. (2010) muistuttaa, että reunaelinympäristöt, kuten avomaan ja metsän reunat ovat pääasiassa elinympäristöjä osalle uhanalaisista lajeista (Rassi ym. 2010). Hanski (2005) huomauttaa, että toisistaan erillisinä esiintyvien elinympäristölaikkujen suojelutyö on usein resurssien puutteesta johtuen haastavampaa kuin yhtenäisten elinympäristöjen. Toisistaan erillään olevat elinympäristölaikut ovat myös haastavia luonnon ekologisen prosessin toiminnan kannalta. Tämän tutkielman prioriteettikarttoja tarkasteltaessa tulee huomioida se, että jättämällä rakentamisen ulkopuolelle esimerkiksi vain arvokkain 20 % osuus Jyväskylän maisemasta ei välttämättä voida turvata luonnon monimuotoisuusarvojen säilymistä tulevaisuudessa, sillä monet lajit käyttävät myös matalimpien prioriteettiarvoluokkien alueita elinympäristöidensä osina ja leviämisreitteinään.

Tuloksia tarkasteltaessa tulee muistaa se, että Zonation-ohjelmiston tuottama priorisaatio perustuu perusasetuksiltaan vahvasti alueiden toisiaan täydentävyyteen (Mikkonen 2012, Moilanen ym. 2014, Jalkanen 2016). Ohjelmisto laatii siis ratkaisun, joka pyrkii turvaamaan mahdollisimman kattavasti kaikkien piirteiden säilymistä maisemassa. Jos esimerkiksi rakentamisen ulkopuolelle päätetään varata yhdistetyn analyysein (analyysi 7) osoittama arvokkain 20 % osuus maisemasta, mutta myöhemmin jollakin alueella sallitaan voimakas ihmistoiminta, muodostuu arvokkain 20 % osuus maisemasta uudella tavalla. Koska tässä työssä ei huomioitu maanomistuksen, eikä suunnitelmien, kuten kaavojen vaikutusta alueiden saamaan prioriteettiarvoon, eroavat todellisuudessa rakentamisen ulkopuolelle jätettävät alueet todennäköisesti analyyseimme

prioriteettikartoista. Tutkielman prioriteettikarttoja tarkasteltaessa tulee myös muistaa se, että arvokkain 20 % osuus Jyväskylän maisemasta muuttuisi merkittävästi, jos Zonation-tarkastelua laajennettaisiin Jyväskylän kuntarajojen ulkopuolelle – esimerkiksi viereisten kuntien puolelle tai koko Keski-Suomen alueelle. Vastaavasti yhden maan sisällä tehty arvokkaiden alueiden priorisointi poikkeaa usein laajempien alueiden priorisoinnin tuloksista (Moilanen & Arponen 2011, Moilanen ym. 2013). Lisäksi laajempien alueiden priorisointi on usein paikallisen tason priorisointia selvästi kustannustehokkaampaa (Moilanen & Arponen 2011), ainakin laajemman mittakaavan tavoitteiden täyttymisen suhteen. Suojelusuunnittelussa onkin usein haastavaa sovittaa yhteen paikallisen ja maailmanlaajuisen tason suojeluintressit siten, että samalla turvataan esimerkiksi alueiden toisiinsa kytkeytyneisyys. Intressit vaihtelevat niin maanomistajien, tutkijoiden, paikallisen tason hallinnon, kansainvälisten toimijoiden kuin kansalaisjärjestöjen välillä (Kukkala & Moilanen 2012). Suojelusuunnittelussa tärkeintä on löytää yhteinen kieli eri toimijoiden välille ja vähentää yleistä skeptisyyttä. Mikäli paikallisella tasolla esiintyy voimakasta tahtoa säilyttää sellaisia monimuotoisuuspiirteitä, joiden suojeleminen olisi järkevämpää jossain toisaalla, saattaa laajempien alueiden suojelusuunnittelun tehokkuus laskea. Samoin jos paikallisella tasolla esiintyy runsaslukuisena ainutlaatuinen monimuotoisuuspiirre, jota ei tavata muualla, saattaa piirteen säilyminen vaarantua paikallisella tasolla siellä esiintyvien matalien suojeluintressien takia.

Tämän tutkielman suoriutuvuuskuvaajia tarkasteltaessa tulee huomioida se, että niiden laskennassa käytetty kokonaisuomaisuus kattaa koko Jyväskylän kaupungin pinta-alan vesistöt mukaan lukien. Koska vesistöjen osuus Jyväskylän kokonaispinta-alasta on noin 20 % (Jyväskylän kaupunki), laskisivat suoriutuvuuskuvaajat aiemmin, mikäli niiden laskennassa olisi huomioitu pelkästään Jyväskylän maa-alueet, joilta piirrekohtaista tietoa oli saatavissa. Pelkkien maa-alueiden huomioiminen analyysissä saattaa olla relevanttia, esimerkiksi tarkasteltaessa, kuinka paljon alueita jää tuotantokäyttöön suhteessa luontoarvojen säilymiselle asetettuihin tavoitteisiin (esim. Kareksela ym. 2013). Tutkielman suoriutuvuuskuvaajien perusteella ei kuitenkaan voida vetää suoria johtopäätöksiä siitä, mikä on riittävä osuus Jyväskylän kokonaispinta-alasta turvaamaan kaikkien luonnon monimuotoisuutta ja ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavien piirteiden säilyminen edustavina ja jatkuvina maisemassa. YK:n biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen mukaan maapallon maapinta-alasta tulisi suojella 17 % vuoteen 2020 mennessä, jotta voitaisiin turvata luonnon monimuotoisuuden säilyminen maapallolla (CBD 2010). Butchart ym. (2015) osoittavat puolestaan, että kaikkien maalla elävien lajien säilymisen turvaaminen edellyttäisi suojelemaan noin 28 % maapallon maapinta-alasta. Tämän tutkielman prioriteettikarttoja tarkastelemalla voidaan havaita, että Jyväskylän kokonaispinta-alasta tarvittaisiin vähintään 15–20 % turvaamaan kaikkien piirteiden säilyminen maisemassa, sillä tämän jälkeen piirteiden suoriutuvuuskuvaajat kääntyvät jyrkkään laskuun. Vastaavasti Jyväskylän maapinta-alasta tarvittaisiin noin 35–40 % turvaamaan piirteiden edustavuuden säilyminen. Piirteiden suoriutuvuuskuvaajia tarkasteltaessa tulee myös pitää mielessä, että Zonation-ohjelmisto perustuu ekologisiin malleihin (Moilanen ym. 2014), jotka ovat kuitenkin lopulta vain yksinkertaistettuja yleistyksiä luonnon toiminnasta (Jalkanen 2016). Esimerkiksi He & Hubbell (2011) huomauttavat, että ekologit käyttävät usein lukuarvoa 0,25 kuvaamaan elinympäristön pienenemisen monimuotoisuuspiirteelle aiheuttamaa katoamisriskiä, kuten tässäkin työssä tehtiin. He kuitenkin esittävät, että usein kyseisellä lukuarvolla yliarvioidaan monimuotoisuuspiirteen katoamisriski verrattuna todelliseen tilanteeseen. Tässä työssä priorisaation lopputulosta arvioidaan kuitenkin muuntamattomien esiintymisaineistojen suhteen (suoriutuvuuskuvaajat), jolloin ekologisen mallin toimivuutta voidaan tarkastella ja tarvittaessa muokata melko yksinkertaisesti. Chee (2004) puolestaan kritisoi ekologisten

mallien soveltuvuutta arvottamaan ekosysteemipalveluita. Ekosysteemipalveluiden mukaan ottaminen tässäkin tutkimuksessa sovellettuihin analyysieihin on kuitenkin ensiarvoisen tärkeä askel ekosysteemipalveluiden huomioimiseen keskittyvien menetelmien kehittämistyölle.

4.2. Tutkimusaineistojen ja analyysiasetusten valintaan liittyvät epävarmuudet

Tässä tutkielmassa käytettiin uhanalaisten lajien havaintotietoja yhtenä luonnon monimuotoisuudesta kertovana piirteenä, vaikka aiemmin oli esitetty, että kaupunkiluonnon suojelun suunnittelussa tulisi keskittyä lajien huomioimisen sijaan laajempiin kokonaisuuksiin, joilla on ihmisten elämänlaatua parantavia vaikutuksia (Schwartz ym. 2014a, Jalkanen 2016). Kuusterä ym. (2015) mainitsevat, että lajitieto on yleisin Zonation-menetelmässä käytetty piirre. Mikäli sitä on saatavilla vähän tai sen laatu on huonoa, ei tietoa voida käyttää kuin täydentämään elinympäristötietoa. Jos taas lajitietoa on saatavilla sadoista tai tuhansista lajeista tai lajiryhmistä, voidaan sen jo itsessään nähdä edustavan riittävällä tasolla monimuotoisuusarvoja. Tässä tutkielmassa käytettiin alueiden arvottamiseen useita satoja liito-oravan esiintymisestä kertovia havaintoja, mutta muita lajihavaintoja (CR, EN, VU, RT, NT) oli selvästi vähemmän. Kuusterä ym. (2015) huomauttavat, että vaikka liito-oravan voidaan nähdä toimivan indikaattorina varttuneelle metsälle, tulee lajin suuren liikkuvuuden takia sen käyttämiseen luonnon monimuotoisuudesta kertovana piirteenä alueiden arvottamisessa suhtautua varauksella. Myös uhanalaisten lajien käyttäminen alueiden arvottamisen lähtökohtana voidaan kyseenalaistaa. Rassi ym. (2010) mainitsevat, että maailman tunnetuista 1740 000 lajista vain alle 2 % uhanalaisuusaste on arvioitu. Suomen lajien uhanalaisuusaste on määritetty kuitenkin jo 45 % lajistostamme. Kuusterä ym. (2015) mainitsevat, että kaikenlaiseen lajitietoon liittyy aina enemmän epävarmuuksia kuin elinympäristötietoon. Tämä johtuu siitä, että inventoinnit saattavat keskittyä vain tietyille alueille. Tämän lisäksi tiedon laadussa ja ajantasaisuudessa on usein enemmän epävarmuuksia kuin elinympäristötiedon. Myös laji-inventoinneissa käytetyt menetelmät ja ihmisten havaintoaktiivisuus vaihtelevat suuresti alueiden välillä. Pois ei voida sulkea myöskään inhimillisten virheiden mahdollisuutta lajitietojen ilmoittamisessa. Tässä tutkielmassa lajitietoa käytettiin elinympäristötietoa tukevana tietona ja se painotettiin elinympäristötietoa selvästi matalammin. Lajitietoon liittyvää epävarmuutta vähennettiin myös huomioimalla vain 1–10 metrin havaintotarkkuudella ilmoitetut lajihavainnot.

Shwartz ym. (2014a) mainitsevat, että nykyisissä kaupunkiympäristöissä, joissa ihmiset ovat alkaneet irtautua luonnosta, on viherrakenteen havaitsemisella kaikista suurin merkitys ihmisten hyvinvoinnille. Ihmiset eivät havaitse kaupungeissa luonnon lajistollisesta monimuotoisuudesta lähinnä enää juuri muuta kuin viherrakenteen muodostumisen kannalta olennaiset kasvit. Kowarik (2011) mainitsee, että monet kaupunkien ekosysteemipalvelut ovat enemmän riippuvaisia kasvilajien synnyttämästä biomassan määrästä kuin lajien monimuotoisuudesta yleisellä tasolla. Vaikka kaupunkiympäristöt saattavat olla niiden heterogeenisuutensa puolesta joidenkin lajiryhmien osalta lajirikkaampia kuin maaseutu (McKinney 2008, Kowarik 2011), on lajien suojelu usein kustannustehokkaampaa maaseudulla, jossa maan hinta on alhaisempi (Dearborn & Kark 2010, Shwartz ym. 2014b). Lajien huomioiminen kaupunkien maankäytön suunnittelussa on kuitenkin välttämätöntä, sillä niiden muodostamat populaatiot, toiminnalliset ryhmät ja ravintoverkot mahdollistavat ekosysteemipalveluiden olemassaolon. Lisäksi kaupunkimetsät, joissa harjoitetaan hallittua hoitamattomuutta edistävät luonnon lajistollisen monimuotoisuuden säilymistä tehokkaammin kuin voimakkaiden metsätaloustoimien alaisuudessa olevat talousmetsät (Räsänen & Savola 2011). Dearborn & Kark (2010) mainitsevat, että kaupunkien maan korkeasta hinnasta

johtuen laajojen yhtenäisten luonnontilaisten alueiden suojelua kustannustehokkaampi tapa edistää lajistollista monimuotoisuutta kaupungeissa olisi muodostaa pienistä luonnontilaisista elinympäristöistä askelkiviä lajeille, jotta ne pääsisivät liikkumaan kaupunkien läpi maaseudulle. Askelkivien tai ekologisten käytävien ylläpitäminen pitkällä aikatahtimella on kuitenkin usein haastavaa kaupungeissa, joissa muutokset maankäytössä tapahtuvat nopeasti. Rassi ym. (2010) pitää tärkeänä, että lajien edellytyksiä löytää uusia elinympäristöjä muutosten alla edistetään tarjoamalla lajeille leviämisreittejä ja tilapäisiä elinympäristölaikkuja. Tässä työssä kasvilajit olivat oleellinen osa luonnon monimuotoisuudesta kertovia aineistoja. Lisäksi monet aineistoissa esiintyneistä kasvilajeista olivat ihmisten luomien perinneympäristöjen lajeja, joten niiden voidaan nähdä suoraan heijastavan ekosysteemien kulttuuripalveluita. Koska monille tässä työssä käytetyille metsäkuvioidille oli määritetty niiden monimuotoisuusarvon lisäksi tieto niiden merkityksestä virkistyskäytölle, voidaan metsäkuviotiedot nähdä keskeisessä asemassa viherrakenteen muodostumisessa. Kytkeytyneisyysmatriisin hyödyntämisellä työssä pystyttiin osoittamaan karkeasti lajien vaatimille ekologisille yhteyksille soveltuvia alueita.

Tämän tutkielman tuloksena syntyneitä prioriteettikarttoja tarkasteltaessa tulee myös huomioida se, että tutkielmassa käytetyt paikkatietoaineistot oli kerätty ja päivitetty eri vuosina vuosien 2008–2015 välillä. Myös aineistojen sisäisessä ajantasaisuudessa esiintyi vaihtelua, koska niitä oli päivitetty osa kerrallaan eri aikoina. Esimerkiksi kaikkia Metsäkeskuksen Metsävarakeskuksen aineistotietoja ei ollut päivitetty samoina vuosina. Kaikkia Suomen ympäristökeskukselta saatuja aineistoja oli sen sijaan päivitetty hiljattain. Kuusterä ym. (2015) mainitsevat, että vaikka paikkatietoaineistojen ajantasaisuudessa havaittaisiinkin puutteita, on niiden korjaaminen usein vaikeaa, sillä tiedot maankäytön muutoksista päivittyvät järjestelmiin aina viiveellä. Vaikka tämän tutkielman analyyseissä huomioitiin Solmu-koodiston mukainen tieto metsäkuvioiden kehitysluokasta, on joillakin analyyseimme arvokkaiksi määrittelemillä iäkkäillä metsäkuvioidilla saatettu harjoittaa juuri ennen tämän tutkielman aloittamista tai sen aikana voimakkaitakin metsätaloustoimia.

Aineistojen ajantasaisuuteen liittyvien erojen lisäksi niiden sisäistä ja niiden välistä vaihtelua voidaan nähdä lisäävän myös sen, että eri henkilöt olivat osallistuneet maastossa keräämään tietoa kohteista. Vaikka Zonation-ohjelmiston käyttö maankäytön suunnittelun tukena lisääkin suunnitteluprosessin objektiivisuutta (Kuusterä ym. 2015), vaikuttaa ohjelmistossa käytettävien piirteiden valintaan ja painoarvottamiseen aina subjektiivisuus (Lehtomäki & Moilanen 2013, Mikkonen 2014, Jalkanen 2016). Tässä tutkielmassa lähtöaineistojen valinnasta, niiden muokkaamisesta Zonation-piirteiksi, Zonation-piirteille annetuista painoarvoista, metsä- ja suotyyppeihin vaikuttavista kuntoisuuskertoimista sekä piirteiden samankaltaisuudesta päätettiin subjektiivisesti työn kirjoittajan ja nelihenkisen työn ohjausryhmän kesken. Ohjausryhmän kesken päätettiin myös lajihavaintojen säteilemisestä niiden lähiympäristönsä, liikuntapalvelu- ja luonnonvirkistysalueille annettujen puskurivyöhykkeiden leveyksistä sekä väestötiheystiedon kulttuuripalveluita vahvistavasta vaikutuksesta 3 kilometrin etäisyydelle. Subjektiivisia valintoja peilattiin kuitenkin jatkuvasti aiempiin tutkimustuloksiin, erityisesti Uudellamaalla tehtyyn maakuntatason Zonation-priorisointiin (Kuusterä ym. 2015). Martin ym. (2012) muistuttaa, että asiantuntijatiedon käyttöön suojelusuunnittelussa liittyy aina omat vaaransa arvioida jonkin asian todellisia vaikutuksia liian alhaisiksi tai liian suuriksi. Tässä työssä eri tekijöiden vaikutusta esimerkiksi piirteiden edustavuuteen ratkaisussa voitiin seurata laatimalla analyysi useassa osassa vaiheittain.

Tämän tutkielman prioriteettikarttoja tarkasteltaessa tulee myös huomioida se, että sekä luonnon monimuotoisuusarvoja että ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavien piirteiden maantieteellisessä kattavuudessa esiintyi vaihtelua. Esimerkiksi Metsäkeskuksen metsävaratiedot ja Jyväskylän kaupungin metsäkuviotiedot kattoivat suurimman osan

Jyväskylän maapinta-alasta, mutta tietoa pienvesistöalueista oli saatavilla vain noin kymmeneltä kohteelta. Myös se, että metsiä ja soita koskevaa tietoa jaoteltiin tarkempiin ryhmiin, johti siihen, että joitakin metsä- ja suotyyppisiä oli huomattavasti vähemmän kuin toisia. Tällaisia metsätyyppisiä olivat karukokankaat ja kalliomaat. Suotyyppien joukossa ravinteikkaat ja karut nevat sekä ravinteiset rämeet olivat selvästi muita suotyyppisiä harvinaisempia. Ravinteisista ja karuista nevoista sekä ravinteisista rämeistä tuli näin myös harvinaisia. Koska Zonation-ohjelmisto pyrkii laatimaan kokonaisuuden kannalta parhaan lopputuloksen, jossa se turvaa kaikkien piirteiden säilymistä maisemassa, ja koska Zonation-ohjelmiston Additive benefit function -toiminto sijoittaa harvinaisia piirteitä käsittäviä alueita korkeimpiin prioriteetti-alueisiin (Kuusterä ym. 2015), sijoittuvat arvokkaat pienvesistöalueet sekä harvinaiset metsä- ja suotyyppit jokaisessa tämän tutkielman analyysin prioriteettikartassa korkeimpaan prioriteetti-alueeseen.

4.3. Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden välisten allokaatiokustannusten pienentäminen vaatii uusia menetelmiä

Tämän tutkielman tulokset tukevat aiempia tutkimustuloksia siinä, että luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden prioriteetti-alueiden sijainnin välillä vallitsee heikko, mutta positiivinen korrelaatio (Chan ym. 2006, Egoh ym. 2009). Luonnon monimuotoisuusarvoja löytyy siis sieltä, missä ekosysteemipalveluita tuotetaan, mutta ei kovin runsaina. Tässä työssä positiivinen korrelaatio luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden prioriteetti-alueiden välillä oli jopa hieman suurempi kuin, mitä sen oli aiemmissa tutkimuksissa todettu olevan. Toki täytyy muistaa, että tässä työssä ekosysteemipalveluista tarkasteltiin vain kulttuuripalveluita. Chan ym. (2006) havaitsivat, että ekosysteemien kulttuuripalveluihin kuuluvat virkistysarvot esiintyvät suurimmaksi osaksi sellaisilla alueilla, joilta löytyy myös monimuotoisuusarvoja. Myös Egoh ym. (2009) mainitsevat, että ekosysteemien kulttuuripalveluiden tuottaminen on helppoa siellä, missä monimuotoisuusarvoja esiintyy, koska esimerkiksi monet lajit ja erilaiset kasvillisuustyyppit tuottavat niitä suoraan ihmisille. Aiemmissa tutkimuksissa on lisäksi osoitettu, että erilaisten ekosysteemipalveluiden esiintymisen välillä vallitsee heikko positiivinen korrelaatio (Chan ym. 2006). Kaikki ekosysteemipalvelut eivät siis esiinny samoilla alueilla toistensa kanssa. Jos ekosysteemipalveluita halutaan suojella kattavasti, niiden väliset allokaatiokustannukset on ensin hyväksyttävä (Bennett ym. 2009). Esimerkiksi Chan ym. (2006) havaitsivat, että eläinrehun tuotanto ja viljelykasvien pölytyspalvelut esiintyvät täysin toisenlaisissa paikoissa kuin virkistyspalvelut, hiilen sidonta, tulvien torjunta ja puhtaan veden tuotanto.

Egoh ym. (2009) muistuttaa, että päällekkäisyydet monimuotoisuusarvojen ja ekosysteemipalveluiden esiintymisen välillä vaihtelevat suuresti ekosysteemipalveluittain. Päällekkäisyyksiin vaikuttaa erityisen paljon myös se, millaista luonnon monimuotoisuudesta kertovaa aineistoa on käytettävissä. Koska kaikki ekosysteemipalvelut eivät aina esiinny siellä missä luonnon monimuotoisuusarvot esiintyvät, vaatii ekosysteemipalveluiden jatkuvuuden turvaaminen siihen soveltuvia menetelmiä (Kremen & Ostfeld 2005). Tärkeää olisi ymmärtää paremmin, mitkä ekologiset prosessit toimivat kunkin ekosysteemipalvelun ylläpidon taustalla. Lisäksi on kehitettävä ekosysteemipalveluiden asemaa markkinoilla, luotava parempia taloudellisia järjestelmiä ja politiikkaa ekosysteemipalveluiden eduksi, ymmärrettävä allokaatiokustannukset eri ekosysteemipalveluiden välillä ja luotava omia suojelusuunnitelmia kullekin ekosysteemipalvelulle erikseen. Chan ym. (2006) huomauttavat, että mikäli halutaan maksimoida samanaikaisesti sekä luonnon monimuotoisuusarvojen että ekosysteemipalveluiden suojelu, täytyy nykyisen luonnonsuojelusuunnittelun tavoitteita muuttaa. Tämä vaatii myös uudenlaisten aineistojen ja menetelmien kehittämistä. Goddard ym. (2010) mainitsevat, että kaupungistuvassa maailmassa, jossa elinympäristöt

pirstoutuvat entisestään, on suuri tarve kehittää uusia menetelmiä, jotka huomioivat julkisessa omistuksessa olevien maiden lisäksi myös yksityisomistuksessa olevien pihojen ja puutarhojen monimuotoisuusarvot ja niiden ylläpitämät ekosysteemipalvelut. Yksityisessä omistuksessa olevat alueet olisivat erityisen tärkeitä lisäämään julkisessa omistuksessa olevien alueiden toisiinsa kytkeytyneisyyttä.

4.4. Yhteenvedo Jyväskylän uutta viherosayleiskaavaa ajatellen

Tässä tutkielmassa kehitettiin seitsemän erilaista Zonation-ohjelmistossa toimivaa analyysiä vastaamaan kysymykseen, missä sijaitsevat Jyväskylän arvokkaimmat maa-alueet luonnon monimuotoisuusarvojen ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden perusteella. Lähtöaineistoiltaan ja asetuksiltaan toisistaan poikenneiden analyysien tuloksena syntyi seitsemän erilaista prioriteetikarttaa Jyväskylästä. Tutkielmassa keskityttiin erityisesti selvittämään, esiintyykö luonnon monimuotoisuusarvojen ja ekosysteemien kulttuuripalveluiden välillä allokaatiokustannuksia. Aiempia tutkimustuloksia tukien havaitsimme, että niitä esiintyi. Tutkielman lopputuloksena syntyi kuitenkin analyysi, jolla näiden kahden piirrejoukon välisiä allokaatiokustannuksia, eli prioriteettialueiden välistä ristiriitaa onnistuttiin pienentämään.

Katsomme, että Zonation-ohjelmistoa voidaan soveltaa hyvin Jyväskylän uuden viherosayleiskaavan laadintatyössä. Mikäli Jyväskylässä halutaan luoda kestävä viherrakennetta, jonka lähtökohtana on ekosysteemien ihmiselle tuottamien hyötyjen turvaaminen, tulee kehittämäämme yhdistettyä analyysiä (analyysi 7) jalostaa vielä eteenpäin. Yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) luonnon monimuotoisuusarvoja kuvaavat piirteet saivat ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavia piirteitä selvästi suurempia painoarvoja. Tulevissa analyyseissä tulisi kokeilla kasvattaa asteittain ekosysteemien kulttuuripalveluiden saamia painoarvoa luonnon monimuotoisuudesta kertovien piirteiden saamiin painoarvoihin nähden. Lajihavainnot kannattaisi mahdollisesti jättää kokonaan analyysien ulkopuolelle, niihin liittyvien epävarmuuksien vuoksi. Koska kasvit ovat viherrakenteen muodostumisen kannalta tärkeitä ja pysyvät pääosin paikallaan, olisi kestävä viherrakenteeseen pyrkivään Zonation-analyysiin järkevää sisällyttää harvinaisten kasvien esiintymistä koskevaa tietoa ympäri Jyväskylää, mikäli sitä vain olisi käytettävissä enemmän. Seuraavissa analyyseissä olisi myös järkevää vahvistaa luonnon monimuotoisuudesta kertovien piirteiden arvoa korkean väestötiheyden alueilla, kuten tehtiin yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) ekosysteemien kulttuuripalveluiden osalta, koska lajien ja kasvillisuustyyppien näkemisen on todettu tuottavan ihmisille suoraan ekosysteemien kulttuuripalveluita. Tämän työn tulokset tukevat aiempia tutkimustuloksia siinä, että ekosysteemipalveluita kuvaavia aineistoja tulisi kehittää niin, että ne olisi helpompi sovittaa yhteen luonnon monimuotoisuusarvojen kanssa. Katsomme, että maankäytön suunnittelussa olisi suuri tarve aineistoille, jotka käsittäisivät tiedon sekä jonkin alueen monimuotoisuusarvoista että siellä esiintyvistä ekosysteemipalveluista. Esimerkiksi RKY-alueisiin voisi yhdistää tiedon kulttuurihistoriallisesti arvokkaiden kasvilajien esiintymisestä alueella. Samoin jokaiselle kaupunkimetsäkuviolle voisi olla hyödyllistä määrittää kaikki sen ihmisille tuottamat kulttuuripalvelut. Monimuotoisuusanalyysissä (analyysi 5) ja yhdistetyssä analyysissä (analyysi 7) käyttämämme samankaltaisuusmatriisin lisäksi seuraavissa analyyseissä olisi järkevää käyttää Zonation-ohjelmiston suuntaavan kytkeytyneisyyden homioivia menetelmiä (Moilanen ym. 2014), jotta löydettäisiin järkevimmät kulkureitit lajeille Jyväskylän korkeimpien väestötiheyden alueiden läpi. Olisi myös todennäköisesti kustannustehokkaampaa toteuttaa laaja-alaisempi Zonation-ohjelmistolla tehty arviointi huomioimalla esimerkiksi Jyväskylän naapurikuntien monimuotoisuusarvot ja ekosysteemien kulttuuripalvelut. Näin rakentamisen ulkopuolelle voitaisiin jättää harvinaisia piirteitä siellä, missä se on kokonaisuuden kannalta järkevintä.

Laajempi tarkastelu antaisi siis Jyväskylän kuntarajojen ulkopuolisille kohteille mahdollisuuden vaikuttaa Jyväskylän kuntarajojen sisäpuolella sijaitsevien kohteiden prioriteettiarvoihin. Kustannustehokkuuden lisäämiseksi seuraaviin Jyväskylässä tehtäviin Zonation-analyysihin tulisi myös sisällyttää tieto maanomistajuudesta ja alueiden kaavavarauksien vaikutuksista piirteiden edustavuuteen ja jatkuvuuteen maisemassa.

Lopuksi todettakoon, että vaikka suojelualuesuunnitteluun kehitetyt menetelmät ovat viime aikoina parantuneet huomasti, on suojelualueiden soveltavuuteen suhtauduttava silti varauksella (Kareksela 2015). Emme voi olla esimerkiksi täysin varmoja siitä, että päätöksillämme voisimme suojella kaikkia lajeja ja populaatioita edustavasti pitkällä tähtäimellä (Tear ym. 2005). Voimme tuottaa korkeintaan vain hyviä arvioita lajien pitkän tähtäimen edustavaan suojeluun vaadittavasta pinta-alasta (Kareksela 2015). Suojelutavoitteisiin täytyy suhtautua myös varauksella, sillä niitä asetetaan puoliksi tieteen ja puoliksi politiikan näkökulmasta (Tear ym. 2005). Lisäksi on ymmärrettävä, että useat lajit, eliöyhteisöt ja ekosysteemit ovat ihmisille vielä melko tuntemattomia, joten emme pysty koskaan suojelemaan kaikkea.

KIITOKSET

Tahdon kiittää kaikkia työni ohjaajia kaikesta työssä tarvitsemastani ohjauksesta ja tuesta sekä kallisarvoisista mielipiteistä. Erityisesti tahdon kiittää ohjaajaani Anne Laitaa Jyväskylän kaupungin rakennusvirastosta, joka tarjosi mahdollisuuden ryhtyä tähän projektiin. Erityisen suuret kiitokset ohjaajistani ansaitsevat myös Anssi Lensu ja Santtu Kareksela, jotka auttoivat minua kaikissa paikkatietotyöskentelyyn ja Zonation-ohjelmistoon liittyvissä ongelmatilanteissa. Haluan myös kiittää Venla Kuosmasta, joka avusti minua kuvankäsittelyohjelman käytössä sekä perheenjäseniäni ja ystäviäni, jotka tukivat minua koko projektin ajan. Kiitoksen ovat myös ansainneet Keski-Suomen ELY-keskus ja Metsäkeskus, jotka luovuttivat minulle luvanvaraisia paikkatietoaineistoja.

KIRJALLISUUS

- Akbari H., Kurn D.M., Bretz S.E. & Hanford J.W. 1997. Peak power and cooling energy savings of shade trees. *Energy and Buildings* 25:139–148.
- Arponen A., Lehtomäki J., Leppänen J., Tomppo E. & Moilanen A. 2012. Effects of connectivity and spatial resolution of analyses on conservation prioritization across large extents. *Conservation Biology* 26: 294–304.
- Bennett E.M., Peterson G.D. & Gordon L.J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology letters* 12: 1394–1404.
- Bolund P. & Hunhammer S. 1999. Ecosystem Services in Urban Areas. *Ecological Economics* 29: 293–301.
- Boyd J. & Banzhaf S. 2007. What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. *Ecol. Econ.* 63: 616–626.
- Brook B.W., Sodhi N.S. & Bradshaw C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 453–460.
- Butchart S.H., Clarke M., Smith R.J., Sykes R.E., Scharlemann J.P., Hartfoot M. & Brooks T.M. 2015. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation targets. *Conservation letters* 8: 329–337.
- Cabeza M. & Moilanen A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in ecology & evolution* 16: 242–248.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S. & Naeem S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2010. *COP Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020*. Saatavilla: <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>. Luettu 11.5.2016.

- Chan K.M., Shaw M.R., Cameron D.R., Underwood E.C. & Daily G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol* 4: 2138–2152.
- Chee Y.E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological conservation* 120: 549–565.
- Churcher P.B. & Lawton J.H. 1987. Predation by domestic cats in an English village. *Journal of Zoology* 212: 439–455.
- Ciarleglio M., Barnes J.W. & Sarkar S. 2009. ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* 32: 205–209.
- Cowling R.M., Pressey R.L., Rouget M. & Lombard A.T. 2003. A conservation plan for a global biodiversity hotspot—the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112: 191–216.
- Csuti B., Polasky S., Williams P.H., Pressey R.L., Camm J.D., Kershaw M., Kiester A.R., Downs B., Hamilton R., Huso M. & Sahr K. 1996. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83–97.
- Currie W.S. 2011. Units of nature or processes across scales? The ecosystem concept at age 75. *New Phytologist* 190: 21–34.
- Dearborn D.C. & Kark S. 2010. Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation biology* 24: 432–440.
- De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L. & Willemsen L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7: 260–272.
- Drechsler M., Eppink F.V. & Waetzold F. 2011: Does proactive biodiversity conservation save costs? *Biodiversity and Conservation* 20: 1045–1055.
- 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.
- Euroala S. & Kaakkinen E. 1978. *Suotyyppiopas*. WSOY, Porvoo.
- Fisher B., Turner R.K. & Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68: 643–653.
- Goddard M.A., Dougill A.J. & Benton T.G. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 90–98.
- Hanski I. 2005. *The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat loss*. International Ecology Institute, Oldendorf.
- Harrison P.A., Berry P.M., Simpson G., Haslett J.R., Blicharska M., Bucur M., Dunford R., Egoh B., Garcia-Llorente M., Geamăna N., Geertsema W., Lommelen E., Meiresonne L. & Turkelboom F. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services* 9: 191–203.
- He F. & Hubbell S.P. 2011. Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss. *Nature* 473: 368–371.
- Hein L., Van Koppen K., De Groot R.S., Van Lerland E.C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57: 209–228.
- Jalkanen J. 2016. *Pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvotus Zonation-menetelmällä*. Ekologian- ja evoluutiobiologian Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto, 80 s.
- Jyväskylän kaupunki 2016. Talous ja tilastot, tilastotietoa. <http://www.jyvaskyla.fi/info/pahkinankuoressa/> Luettu 2.5.2016.
- Jääskeläinen L. & Syrjänen O. 2010. *Maankäyttö- ja rakennuslaki selityksineen – Käytännön käsikirja*. Rakennustieto Oy, Helsinki.
- Kareksela S., Moilanen A., Tuominen S. & Kotiaho J. 2013. Use of Inverse Spatial Conservation Prioritization to Avoid Biological Diversity Loss Outside Protected Areas. *Conservation Biology* 27: 1294–1303.
- Kareksela S. 2015. *Ecosystem rescue: when protection is not enough*. Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science 296: 1456–9701.
- Kelley C., Garson J., Aggarwal A. & Sarkar S. 2002. Place prioritization for biodiversity reserve network design: a comparison of the SITES and ResNet software packages for coverage and efficiency. *Diversity and Distribution* 8: 297–306.

- 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 Ecol.* 29: 1361–1375.
- Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Pollut.* 159: 1974–1983.
- Kremen C. & Ostfeld R. S. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 540–548.
- Kukkala A. & Moilanen A. 2012. The core concepts of spatial prioritization in systematic conservation planning. *Biological Reviews* 88: 443–464.
- Kuulavainen T., Jäppinen J.P., Kivimaa T., Rassi P., Salpakivi-salomaa P. & Siitonen J. 2004. Ihmisen vaikutus metsiin. Teoksessa: Kuulavainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuulavainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, Edita, Helsinki, s. 113–139.
- 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.
- Lehtinen E. 2012. *Jyväskylän ekologinen viherverkko – Selvitys yleiskaavaa varten*. Jyväskylän kaupunki, Jyväskylä.
- Lehtomäki J. & Moilanen A. 2013. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software* 47: 128–137.
- Lyytimäki J., Petersen, L. K., Normander, B., & Bezák, P. 2008. Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental sciences* 5: 161–172.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Mace G.M., Norris K. & Fitter A.H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* 27: 19–26.
- Margules C.R. & Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Martin T.G., Burgman M.A., Fidler F., Kuhnert P.M., Low-Choy S., McBride M. & Mengersen K. 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology* 26: 29–38.
- McDonald R.I. 2009. Ecosystem Service Demand and Supply along the Urban-to-Rural Gradient. *Journal of Conservation Planning* 5: 1–14.
- McKinney M.L., & Lockwood J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution* 14: 450–453.
- McKinney M.L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience* 52: 883–890.
- McKinney M.L. 2008. Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals. *Urban Ecosystems* 11: 161–176.
- MEA. 2005. The Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mikkonen N. 2012. *Suojelualueiden arvottaminen Natura 2000 -luontotyyppien perusteella valtion mailla*. Ekologian ja evoluutiobiologian Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto, 136 s.
- 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 of London B: Biological Sciences* 272: 1885–1891.
- Moilanen A. 2007. Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation* 134: 571–579.
- Moilanen A. & Arponen A. 2011. Administrative regions in conservation: balancing local priorities with regional to global preferences in spatial planning. *Biological Conservation* 144: 1719–1725.
- Moilanen A., Anderson B.J., Eigenbrod F., Heinemeyer A., Roy D.B., Gillings S., Armsworth P.R., Gaston K.J. & Thomas C.D. 2011. Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecol. Appl.* 21: 1419–1426.

- Moilanen A., Anderson B.J., Arponen A., Pouzols F.M., & Thomas C.D. 2013. Edge artefacts and lost performance in national versus continental conservation priority areas. *Diversity and Distributions* 19: 171–183.
- Moilanen A., Puzols F.M., Meller L., Veach V., Arponen A., Leppänen J. & Kujala H. 2014. *Zonation - Spatial conservation planning methods and software. Version 4. User Manual*. Dept. Biosciences University of Helsinki, Finland.
- Mönkkönen M. 2004. Suomen metsäluonto. Teoksessa: Kuulavainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuulavainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, Edita, Helsinki, s. 19–47.
- Naumann S., Davis M., Kaphengst T., Pieterse M., & Rayment M. 2011. *Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. Final report*. European Commission, Bryssel.
- Niemelä J. 1999. Ecology and Urban Planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119–131.
- Parlow E. 2011. Urban climate. Teoksessa: Niemelä, J. (toim.), *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*, Oxford University Press. New York, 347 s.
- Partecke J., Van't Hof T. & Gwinner E. 2004. Differences in the timing of reproduction between urban and forest European blackbirds (*Turdus merula*): result of phenotypic flexibility or genetic differences? *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 271: 1995–2001.
- Portman M.E. 2013. Ecosystem services in practice: Challenges to real world implementation of ecosystem services across multiple landscapes – A critical review. *Appl. Geogr.* 45: 185–192.
- Pressey R.L., Ferrier S., Hager T.S., Woods C.A., Tully S.L., Weinman K.M. 1996. How well protected are the forest of north-eastern New South Wales?—Analyses of forest environments in relation to tenure, formal protection measures and vulnerability to clearing. *Dor. Ecol.* 85: 311–333.
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. 2010. *Suomen lajien uhanalaisuus. Punainen kirja 2010*. Erillisjulkaisu. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rebele F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173–187.
- Roetzer T., Wittenzeller M., Haeckel H. & Nekovar J. 2000. Phenology in central Europe – Differences and trends of spring phenophases in urban and rural areas. *International Journal of Biometeorology* 44: 60–66.
- Rosenzweig M. 1992. Species diversity gradients: We know more and less than we thought. *Journal of mammalogy* 73: 715–730.
- Räsänen L. & Savola K. 2011. *Kuntametsät asukkaiden ja luonnon keitaiksi*. Suomen ympäristönsuojeluliitto. Uudenmaan ympäristönsuojelupiiri.
- Salmi R.L. 2006. *Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000 – Opas 13*. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Sarkar S. & Margules C. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of biosciences* 27: 299–308.
- Shwartz A., Turbé A., Simon L. & Julliard R. 2014a. Enhancing Urban Biodiversity and Its Influence on City-Dwellers : An Experiment. *Biological Conservation* 171: 82–90.
- Shwartz A., Turbé A., Julliard R., Simon L. & Prévot A.C. 2014b. Outstanding Challenges for Urban Conservation Research and Action. *Global Environmental Change* 28: 39–49.
- Siitonen J. & Hanski I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuulavainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuulavainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, Edita, Helsinki, s. 76–107.
- Slabbekoorn H. & Peet M. 2003. Ecology: birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267–267.
- Söderman T. & Saarela S.R. 2008. *Ekologisesti kestävät kaupunkiseudut – Suomen ympäristökeskuksen raportteja 33/2008*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Tear T.H., Kareiva P., Angermeier P.L., Comer P., Czech B., Kautz R., Landon L., Mehlman D., Murphy K., Ruckshaus M., Scott J.M. & Wilhere G. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience* 55: 835–849.

- 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 T. 2000. *Valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden soveltaminen kaavoituksessa – Opas 9*. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Uudenmaan liitto. 2015. *Uudenmaan viherrakenne ja ekosysteemipalvelut – EkoUuma-hankkeen loppuraportti – Uudenmaan liiton julkaisuja C 76 2015*. Uudenmaan liitto, Helsinki.
- Veisten K., Smyrnova Y., Klæboe R., Hornikx M., Mosslemi M. & Kang J. 2012. Valuation of Green Walls and Green Roofs as Soundscape Measures: Including Monetised Amenity Values Together with Noise-Attenuation Values in a Cost-Benefit Analysis of a Green Wall Affecting Courtyards. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9: 3770–3778.
- Vierikko K., Salminen J., Niemelä J., Jalkanen J. & Tamminen N. 2014. *Helsingin kestävä viherrakenne. Miten turvata kestävä viherrakenne ja kaupunkiluonnon monimuotoisuus tiivistyvässä kaupunkirakenteessa – Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2014/27*. Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto, Helsinki.
- Virtanen T., Salomäki P., Tanskanen S. & Yrjölä R. 2014. *Liito-oravien radioseuranta Espoonlahden ja Matinkylän suuralueilla 2013*. Ympäristötutkimus Yrjölä, Espoo.
- Väre S. & Krisp J. 2005. *Ekologinen verkosto ja kaupunkien maankäytön suunnittelu*. Suomen ympäristö 780. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Wallace K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biol. Conserv.* 139: 235–246.
- Watts M.E., Ball I.R., Stewart R.S., Klein C.J., Wilson K., Steinback C., Lourival R., Kircher L. & Possingham, H. P. 2009. Marxan with Zones: software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software* 24: 1513–1521.
- Wilson K.A., Underwood E.C., Morrison S.A., Klausmeyer K.R., Murdoch W.W., Reyers B., Wardell-Johnson G., Marquet P.A., Rundel P.W., McBride M.F., Pressey R.L., Bode M., Hoekstra J.M., Andelman S., Looker M., Rondinini C., Kareiva P., Shaw M.R. & Possingham H.P. 2007. Conserving Biodiversity Efficiently: What to Do, Where, and When. *PLoS Biology* 5: e223.
- Wu J. 2010. Urban sustainability: an inevitable goal of landscape research. *Landscape Ecol.* 25: 1–4.
- Xiao Q., McPherson E.G., Simpson J.R., & Ustin S.L. 1998. Rainfall interception by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture* 24: 235–244.
- Yang J., McBride J., Zhou J. & Sun Z. 2004. The Urban Forest in Beijing and Its Role in Air Pollution Reduction. *Urban Forestry and Urban Greening* 3: 65–78.

LIITTEET

Liite 1. Samankaltaisuusmatriisi kaikille sellaisille luonnon lajistollista ja ekologista monimuotoisuutta kuvaaville piirteille, joiden katsottiin olevan toistensa kanssa samankaltaisia. Taulukossa ei esitellä lainkaan sellaisia piirteitä, joiden katsottiin olevan samankaltaisia ainoastaan itsensä kanssa, mutta ei muiden piirteiden kanssa.

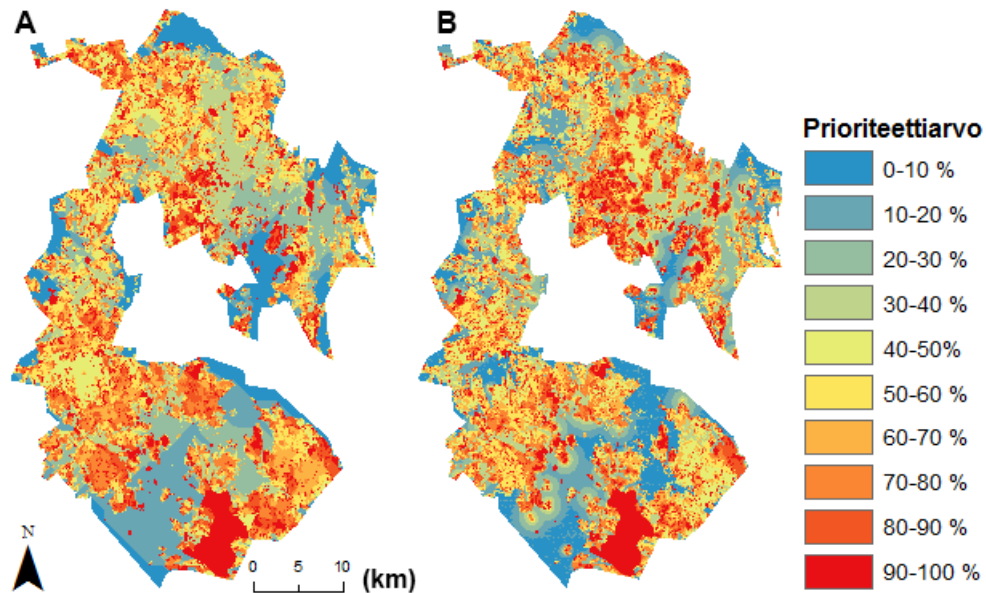
Zonation-piirteen nimi	Perinnebiotoopit	Arvokkaat pienvesistöalueet	Muuttuneet pienvesistöalueet
Perinnebiotoopit	1.0	0.3	0.3
Arvokkaat pienvesistöalueet	0.3	1.0	0.9
Muuttuneet pienvesistöalueet	0.3	0.9	1.0
Kallioalueet	0.3	0.2	0.2
Moreenimuodostumat	0.3	0.2	0.2
Lehdot	0.3	0.3	0.3
Lehtomaiset kankaat	0.3	0.3	0.3
Tuoreet kankaat	0.2	0.3	0.3
Kuivahkot kankaat	0.2	0.2	0.2
Kuivat kankaat	0.2	0.1	0.1
Karukkokankaat	0.2	0.1	0.1
Kalliomaat	0.2	0.1	0.1
Ravinteikkaat korvet	0.2	0.3	0.3
Karut korvet	0.1	0.3	0.3
Karut rämeet	0.1	0.1	0.1
Karut nevat	0.1	0.2	0.2
Ravinteikkaat rämeet	0.1	0.2	0.2
Ravinteikkaat nevat	0.1	0.3	0.3
Letot	0.2	0.4	0.4
Zonation-piirteen nimi	Kallioalueet	Moreenimuodostumat	Lehdot
Perinnebiotoopit	0.3	0.3	0.3
Arvokkaat pienvesistöalueet	0.2	0.2	0.3
Muuttuneet pienvesistöalueet	0.2	0.2	0.3
Kallioalueet	1.0	0.8	0.3
Moreenimuodostumat	0.8	1.0	0.3
Lehdot	0.3	0.3	1.0
Lehtomaiset kankaat	0.3	0.3	0.8
Tuoreet kankaat	0.5	0.5	0.7
Kuivahkot kankaat	0.6	0.6	0.6
Kuivat kankaat	0.8	0.8	0.5
Karukkokankaat	0.9	0.9	0.5
Kalliomaat	1.0	0.8	0.3
Ravinteikkaat korvet	0.1	0.1	0.7
Karut korvet	0.1	0.1	0.5
Karut rämeet	0.2	0.2	0.1
Karut nevat	0.1	0.1	0.1
Ravinteikkaat rämeet	0.2	0.2	0.2

Ravinteikkaat nevat	0.1	0.1	0.3
Letot	0.1	0.1	0.5
Zonation-piirteen nimi	Lehtomaiset kankaat	Tuoreet kankaat	Kuivahkot kankaat
Perinnebiotoopit	0.3	0.2	0.2
Arvokkaat pienvesistöalueet	0.3	0.3	0.2
Muuttuneet pienvesistöalueet	0.3	0.3	0.2
Kallioalueet	0.3	0.5	0.6
Moreenimuodostumat	0.3	0.5	0.6
Lehdot	0.9	0.7	0.6
Lehtomaiset kankaat	1.0	0.8	0.7
Tuoreet kankaat	0.8	1.0	0.8
Kuivahkot kankaat	0.7	0.8	1.0
Kuivat kankaat	0.6	0.7	0.9
Karukkokankaat	0.5	0.6	0.7
Kalliomaat	0.3	0.4	0.6
Ravinteikkaat korvet	0.7	0.6	0.5
Karut korvet	0.5	0.5	0.5
Karut rämeet	0.1	0.2	0.3
Karut nevat	0.1	0.1	0.1
Ravinteikkaat rämeet	0.2	0.3	0.4
Ravinteikkaat nevat	0.2	0.2	0.1
Letot	0.3	0.2	0.2
Zonation-piirteen nimi	Kuivat kankaat	Karukkokankaat	Kalliomaat
Perinnebiotoopit	0.2	0.2	0.2
Arvokkaat pienvesistöalueet	0.1	0.1	0.1
Muuttuneet pienvesistöalueet	0.1	0.1	0.1
Kallioalueet	0.8	0.9	0.9
Moreenimuodostumat	0.8	0.9	0.9
Lehdot	0.6	0.5	0.5
Lehtomaiset kankaat	0.6	0.5	0.5
Tuoreet kankaat	0.6	0.5	0.5
Kuivahkot kankaat	0.8	0.6	0.5
Kuivat kankaat	1.0	0.8	0.7
Karukkokankaat	0.8	1.0	0.9
Kalliomaat	0.7	0.8	1.0
Ravinteikkaat korvet	0.4	0.2	0.1
Karut korvet	0.4	0.3	0.2
Karut rämeet	0.4	0.5	0.3
Karut nevat	0.1	0.1	0.1
Ravinteikkaat rämeet	0.4	0.4	0.3
Ravinteikkaat nevat	0.1	0.1	0.1
Letot	0.1	0.1	0.1
Zonation-piirteen nimi	Ravinteikkaat korvet	Karut korvet	Karut rämeet
Perinnebiotoopit	0.2	0.1	0.1
Arvokkaat pienvesistöalueet	0.3	0.3	0.3

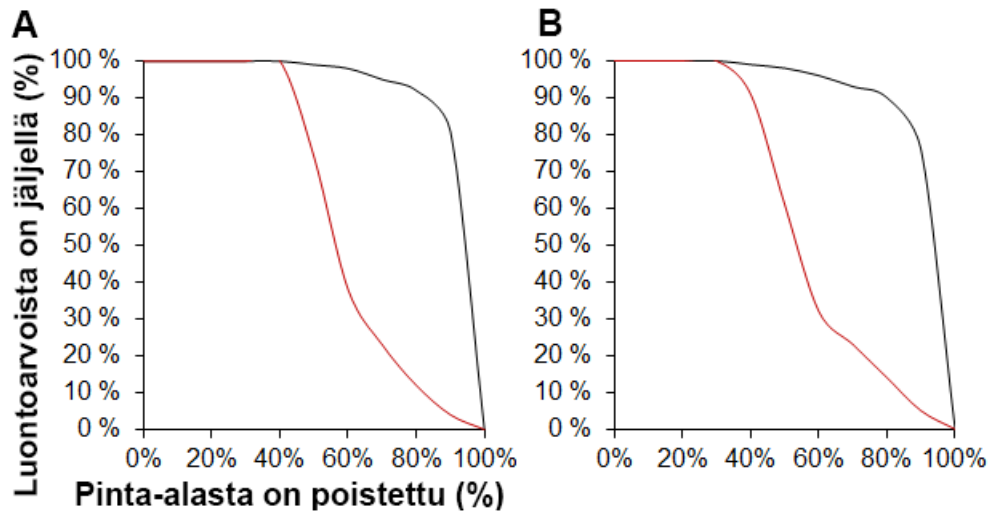
Muuttuneet pienvesistöalueet	0.3	0.3	0.3
Kallioalueet	0.1	0.2	0.2
Moreenimuodostumat	0.1	0.2	0.2
Lehdot	0.7	0.5	0.1
Lehtomaiset kankaat	0.6	0.5	0.1
Tuoreet kankaat	0.5	0.5	0.2
Kuivahkot kankaat	0.4	0.4	0.3
Kuivat kankaat	0.3	0.3	0.3
Karukkokankaat	0.1	0.2	0.3
Kalliomaat	0.1	0.1	0.2
Ravinteikkaat korvet	1.0	0.8	0.5
Karut korvet	0.8	1.0	0.8
Karut rämeet	0.3	0.5	1.0
Karut nevat	0.1	0.5	0.7
Ravinteikkaat rämeet	0.5	0.5	0.8
Ravinteikkaat nevat	0.5	0.5	0.7
Letot	0.7	0.5	0.7
Zonation-piirteen nimi	Karut nevat	Ravinteikkaat rämeet	Ravinteikkaat nevat
Perinnebiotoopit	0.1	0.1	0.1
Arvokkaat pienvesistöalueet	0.3	0.3	0.3
Muuttuneet pienvesistöalueet	0.3	0.3	0.3
Kallioalueet	0.2	0.2	0.2
Moreenimuodostumat	0.2	0.2	0.2
Lehdot	0.1	0.2	0.2
Lehtomaiset kankaat	0.1	0.2	0.2
Tuoreet kankaat	0.1	0.3	0.2
Kuivahkot kankaat	0.1	0.3	0.1
Kuivat kankaat	0.1	0.3	0.1
Karukkokankaat	0.1	0.3	0.1
Kalliomaat	0.1	0.2	0.1
Ravinteikkaat korvet	0.4	0.7	0.5
Karut korvet	0.6	0.5	0.3
Karut rämeet	0.7	0.5	0.3
Karut nevat	1.0	0.3	0.5
Ravinteikkaat rämeet	0.7	1.0	0.8
Ravinteikkaat nevat	0.9	0.8	1.0
Letot	0.9	0.8	1.0
Zonation-piirteen nimi	Letot		
Perinnebiotoopit	0.2		
Arvokkaat pienvesistöalueet	0.3		
Muuttuneet pienvesistöalueet	0.3		
Kallioalueet	0.1		
Moreenimuodostumat	0.1		
Lehdot	0.3		
Lehtomaiset kankaat	0.3		

Tuoreet kankaat	0.2		
Kuivahkot kankaat	0.1		
Kuivat kankaat	0.1		
Karukkokankaat	0.1		
Kalliomaat	0.1		
Ravinteikkaat korvet	0.7		
Karut korvet	0.2		
Karut rämeet	0.2		
Karut nevat	0.2		
Ravinteikkaat rämeet	0.7		
Ravinteikkaat nevat	0.7		
Letot	1.0		

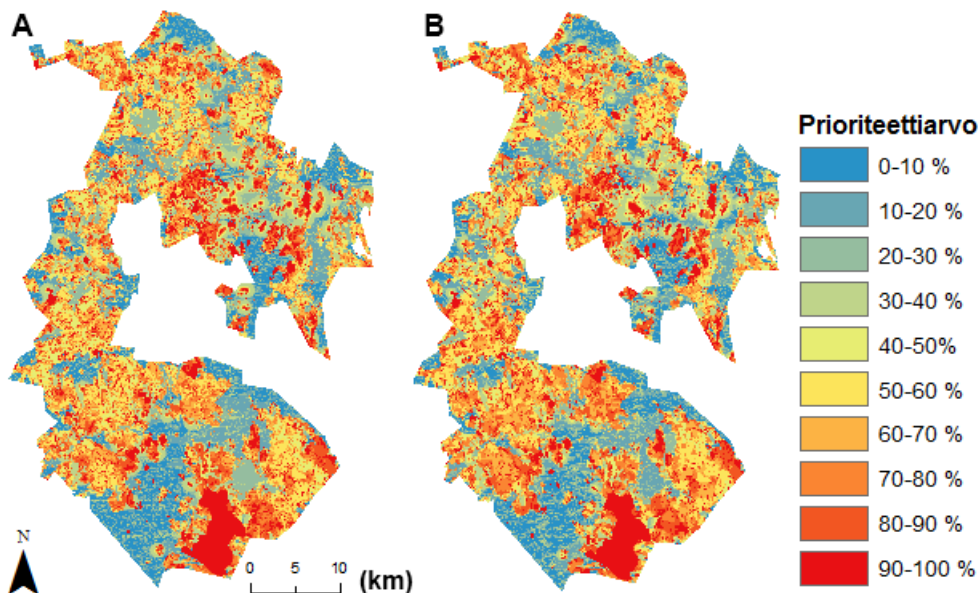
Liite 2. Zonation-ohjelmistolla laaditut prioriteetikartat Jyväskylästä. Tummansiniset alueet ovat matalimpien ja tummanpunaiset alueet korkeimpien prioriteettiarvojen alueita. A) Analyysin 1 (yksinkertainen monimuotoisuusanalyysi) tuloskartta ja B) Analyysin 3 (lajien liikkumisen huomioiva monimuotoisuusanalyysi) tuloskartta.



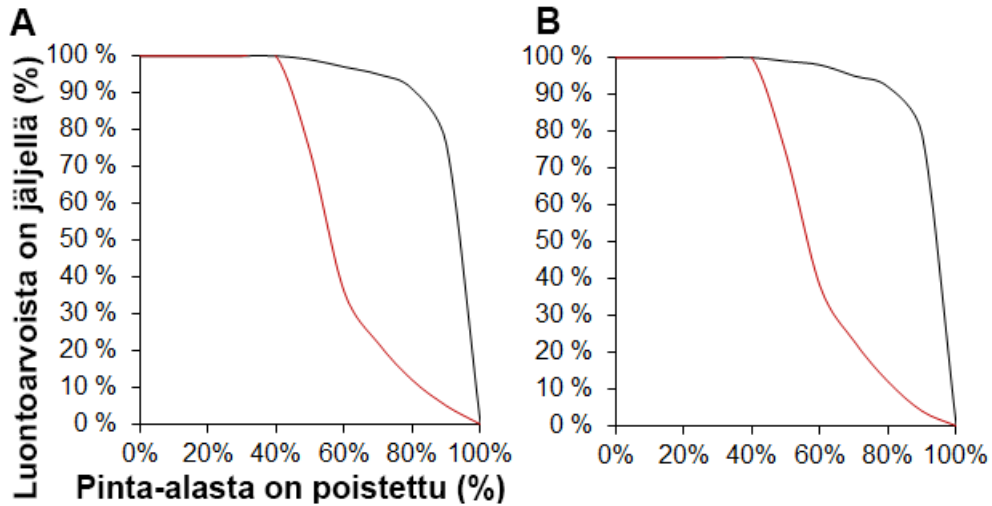
Liite 3. Analyysissä 1 (yksinkertainen monimuotoisuusanalyysi) ja 3 (lajien liikkumisen huomioiva monimuotoisuusanalyysi) mukana olleiden piirteiden suoriutuvuuskuvaajat. Pystyakselilla on esitetty osuus, mitä piirteestä on jäljellä kussakin vaaka-akselilla esitetystä maisemasta poistetussa osuudessa. Mustalla värillä on esitetty kaikkien analyysissä mukana olleiden piirteiden keskiarvoinen suoriutuvuus ja punaisella värillä analyysissä huonoiten menestynen piirteen (Tuoreet kankaat) suoriutuvuuskuvaaja. Osa A kuvaa analyysii 1 ja osa B analyysii 3.



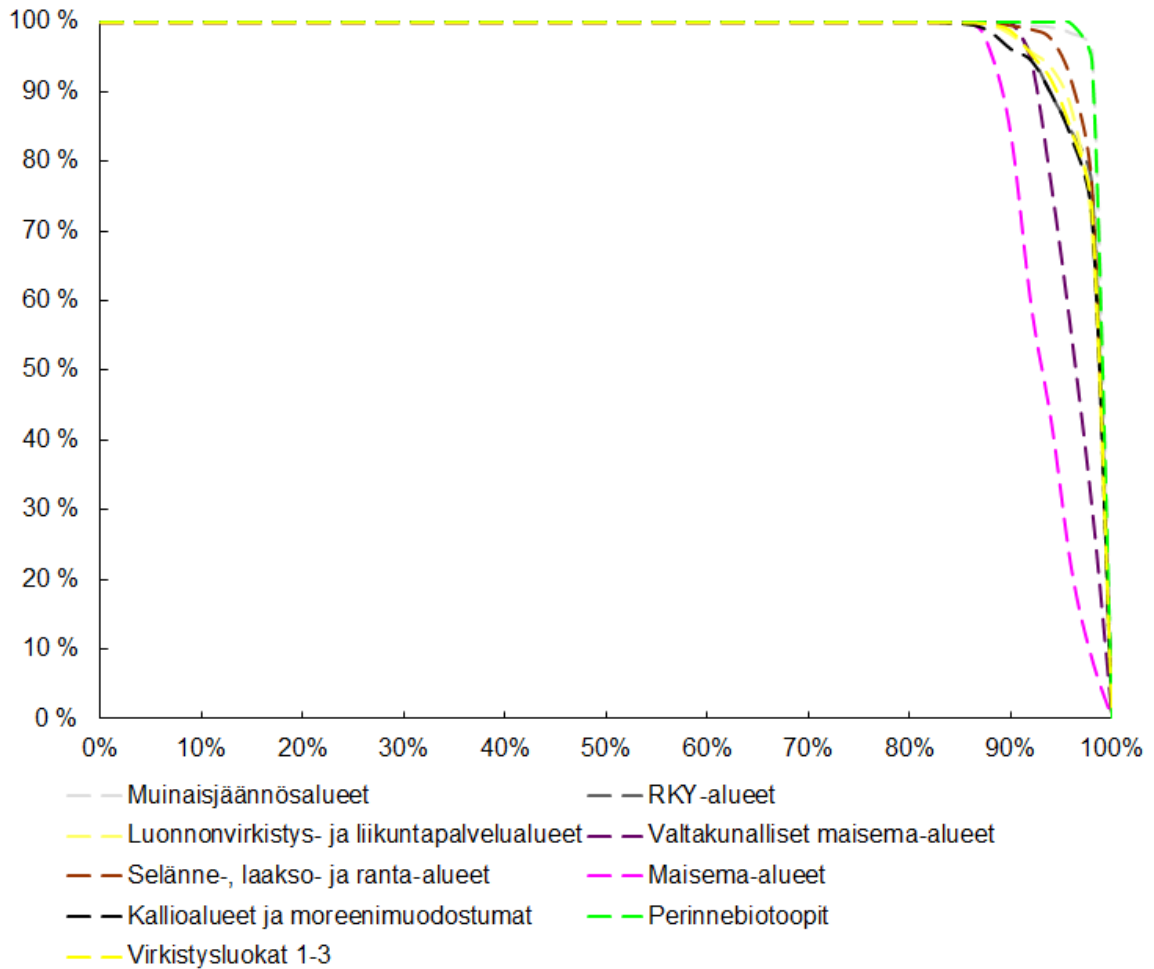
Liite 4. Zonation-ohjelmistolla laaditut prioriteetikartat Jyväskylältä. Tummansiniset alueet ovat matalimpien ja tummanpunaiset alueet korkeimpien prioriteettiarvojen alueita. A) Analyysin 4 (lajien liikkumisen huomioiva monimuotoisuusanalyysi ilman liito-oravaa) tulokartta ja B) Analyysin 6 (lajien liikkumisen ja piirteiden samankaltaisuuden huomioiva monimuotoisuusanalyysi ilman liito-oravaa) tulokartta.



Liite 5. Analyysissä 4 (lajien liikkumisen huomioiva monimuotoisuusanalyysi ilman liito-oravaa) ja 6 (lajien liikkumisen ja piirteiden samankaltaisuuden huomioiva monimuotoisuusanalyysi ilman liito-oravaa) mukana olleiden piirteiden suoriutuuskuvaajat. Pystyakselilla on esitetty osuus, mikä piirteestä on jäljellä kussakin vaaka-akselilla esitetystä maisemasta poistetussa osuudessa. Mustalla värillä on esitetty kaikkien analyysissä mukana olleiden piirteiden keskiarvoinen suoriutuus ja punaisella värillä analyysissä huonoiten menestynen piirteiden (Tuoret kankaat) suoriutuuskuvaaja. Osa A kuvaa analyysistä 4 ja osa B analyysistä 6.



Liite 6. Analyysiin 2 (kulttuuripalveluanalyysi) syötettyjen ekosysteemien kulttuuripalveluita kuvaavien piirteiden suoriutuviskuvaaajat. Vaaka-akselilla on esitetty maisemasta poistettu osa ja pystyakselilla piirteestä jäljellä oleva osa kussakin maisemasta poistetussa osuudessa. Samankaltaisesti käyttäytyneiden piirteiden suoriutuviskuvaaajista on laskettu keskiarvot. Esimerkiksi Luonnonvirkistys- ja Liikuntapalvelualueet-suoriutuviskuvaaaja on laskettu näiden molempien Zonation-piirteiden suoriutuviskuvaaajien keskiarvona.



Liite 8. Analyysiin 7 (yhdistetty analyysi) syötettyjen luonnon monimuotoisuusarvoja kuvaavien piirteiden suoriutuvisuuskuvaajat. Vaaka-akselilla on esitetty maisemasta poistettu osa ja pystyakselilla piirteestä jäljellä oleva osa kussakin maisemasta poistetussa osuudessa. Samankaltaisesti käyttäytyneiden piirteiden suoriutuvisuuskuvaajista on laskettu keskiarvot. Esimerkiksi Monimuotoisuusluokat 1-3-suoriutuvisuuskuvaaja on laskettu Monimuotoisuusluokkien 1, 2 ja 3 suoriutuvisuuskuvaajien keskiarvona.

