Pro Gradu

Kuntien luonnontilaisuusindeksi – esimerkkikuntina Jyväskylä ja Hankasalmi

Jonne Linna-alho

Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

2.10.2015

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

Linna-alho Jonne: Kuntien luonnontilaisuusindeksi – esimerkkikuntina Jyväskylä ja Hankasalmi
Pro gradu -tutkielma: 52 s. + liite (2 s.)
Työn ohjaajat: Dos. Elisa Vallius, FT Lotta Jaakkola
Tarkastajat: FT Anssi Lensu ja Dos. Elisa Vallius
Lokakuu 2015

Hakusanat: alue-ekologia, efektiivinen verkosto, liikenne, pirstoutuminen, YVA

TIIVISTELMÄ

Luonnonvarojen kulutus on kasvanut vuosi vuodelta samaan aikaan, kun ihmistoimintojen negatiiviset vaikutukset ympäristöön lisääntyvät. Tästä on seurauksena eliölajien kiihtyvä sukupuuttonopeus, elinympäristöjen häviäminen, niiden laadun heikentyminen sekä elinympäristöjen välisten yhteyksien katkeaminen. Suomessa suurien hankkeiden haitallisia ympäristövaikutuksia pyritään rajoittamaan ympäristövaikutusten arviointimenettelyn (YVA-menettely) kautta. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää ihmistoimintojen vaikutusta alueen luonnontilaisuuteen. Lähdeaineiston perusteella havaittiin, että elinympäristöjen häviäminen ja pirstoutuminen muodostavat yhden suurimmista uhkista ympäristön monimuotoisuudelle. Tutkimus suoritettiin GIS-analyysin avulla aluksi Jyväskylän kaupungin alueelle, jonka jälkeen menetelmän toimivuutta testattiin Hankasalmen kunnan alueella. Tulosten perusteella kehitettiin alueen luonnontilaisuutta kuvaava indeksi. Merkittävin luonnon monimuotoisuuteen vaikuttava ihmistoiminto on liikenne. Liikenneverkostolle tehtiin vaikutusvyöhyke eri etäisyyksillä. Tieverkoston vaikutukset ulottuvat 200 m:n päähän tiestä, joka tarkoittaa, että Jyväskylässä tieverkoston vaikutuksen alaisena on 71,86 % maapinta-alasta ja Hankasalmella 68,94 %. Yhdyskuntasuunnittelun kannalta olisi merkittävää, että uudet toiminnot suunnitellaan siten, etteivät ne vaaranna luonnontilaisen alueen jatkuvuutta. Näillä alueilla olisi potentiaalia myös metsiensuojelussa.

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

Linna-alho Jonne:	Naturalness index for municipalities – Jyväskylä and Hankasalmi as examples
Master thesis:	52 p. + appendix (2 p.)
Supervisors:	Docent Elisa Vallius, PhD Lotta Jaakkola
Inspectors:	PhD Anssi Lensu, Docent Elisa Vallius
October 2015	

Key words: effective mesh size, EIA, fragmentation, landscape ecology, traffic network

ABSTRACT

Consumption of natural resources has risen at the same time as the negative impact of human actions towards nature is increasing. As a result, the rate of species extinction has increased, habitats and the connectivity between habitat and the quality of habitats decreased. Environmental Impact Assessment (EIA) procedure is aiming to reduce negative impacts of human actions. Earlier studies have shown that habitat loss and habitat fragmentation are some of the greatest threats for the biodiversity worldwide. The aim of this study was to find out the consequences of human actions toward the state of naturalness in the study area of Jyväskylä city and Hankasalmi municipality. This study was conducted by GIS-based fragmentation analysis. The method was developed for the area of Jyväskylä city and tested in Hankasalmi municipality. The Naturalness index was developed based on the result of fragmentation geometry calculation and road network buffer zones. Index gets values between zero and one. Traffic is the main cause reducing biodiversity. Buffer zones with different distances were created for the traffic network. The effects of the road network affects 71,86 % of total land area in Jyväskylä and 68,94 % of Hankasalmi. Community planning should be improved in such a way that new development schemes do not endanger the continuity of natural areas or increase landscape fragmentation. The natural areas are also of high potential for forest conservation.

Sisällysluettelo

1. JOHDANTO **6**
2. YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET JA NIIDEN RAJAAMINEN **9**
2.1 Arviointikohteet 9
2.2 Ympäristön luonnollinen ja antropogeeninen laikuttaisuus 10
2.3 Ympäristövaikutuksien laajuuden rajaaminen 14
3. YMPÄRISTÖN MUUTOSTA KUVAAVAT MATEMAATTISET MALLIT **14**
3.1 Ympäristön pirstoutumista kuvaavat mallit 14
3.2 Efektiivisen verkoston koko 16
4. AINEISTO JA MENETELMÄT **19**
4.1 YVA-menettelyn piirissä olevien hankkeiden ympäristövaikutukset 20
4.2 Paikkatietoaineistot 22
4.3 Elinympäristöjen luokittelu 23
4.4 Aineiston muokkaus laskennan mahdollistamiseksi 24
5. TULOKSET **31**
5.1 Pirstoutumismallinnus 32
5.2 Tieverkoston vaikutukset 33
5.3 Indeksin kehitys 39
6. TULOSTEN TARKASTELU **40**
7. JOHTOPÄÄTÖKSET **43**
KIITOKSET **43**
Lähdeluettelo **44**
LIITE 1. Paikkatietoaineistojen muokkaus laskennan mahdollistamiseksi **53**

SYMBOLILUETTELO

CBC	Cross boundary connection
CUT	Cutting out procedure
D	Degree of landscape division
EMAP	Ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma
EPA	Environmental Protection Agency
ESLI	Ecologically scaled landscape indices
FG	Fragmentaatiogeometria
GIS	Geographic Information System
HEP	Habitat evaluation procedure
HSI	Habitat suitability index
IFM	Incidence function model
m_{eff}	Effective mesh size, efektiivisen verkoston koko
NN	Nearest neighbor distance
Rd	Road density
S	Splitting Index
SCP	Systemaattinen suojelusuunnittelu
SEM	Structural equation model
SYKE	Suomen ympäristökeskus
TSP	Total suspended solids
VEC	Valued ecosystem component, arviointikohde
VOC	Volatile organic carbon, haihtuvat orgaaniset yhdisteet
YVA	Ympäristövaikutusten arviointi
YVA-asetus	Valtioneuvoston asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä
YVA-laki	Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä

1. JOHDANTO

Luonnon monimuotoisuudelle ja luonnontilaisuudelle on monia määritelmiä. Luonnon monimuotoisuuden tunnetuin määritelmä on annettu biologista monimuotoisuutta koskevassa yleissopimuksessa eli ns. biodiversiteettisopimuksessa, joka solmittiin Rio de Janeirossa vuonna 1992 ja ratifioitiin Suomessa vuonna 1994. Sen mukaan biologinen monimuotoisuus tarkoittaa ”kaikkiin, kuten manner-, meri- tai muuhun vesiperäiseen ekosysteemiin tai ekologiseen kokonaisuuteen kuuluvien elävien eliöiden vaihtelevuutta; tähän lasketaan myös lajin sisäinen ja lajien välinen sekä ekosysteemien monimuotoisuus” (SopS 78/1994, 2. artikla). Biologista monimuotoisuutta voidaan siten määrittää geeni-, laji- ja ekosysteemitasolla (Söderman 2003). Ekosysteemitasosta seuraava taso voidaan nimetä seudulliseksi tasoksi, joka on maanpinnan muotojen, kasvillisuuden ja ihmistoimintojen muokkaama kokonaisuus (Söderman 2003).

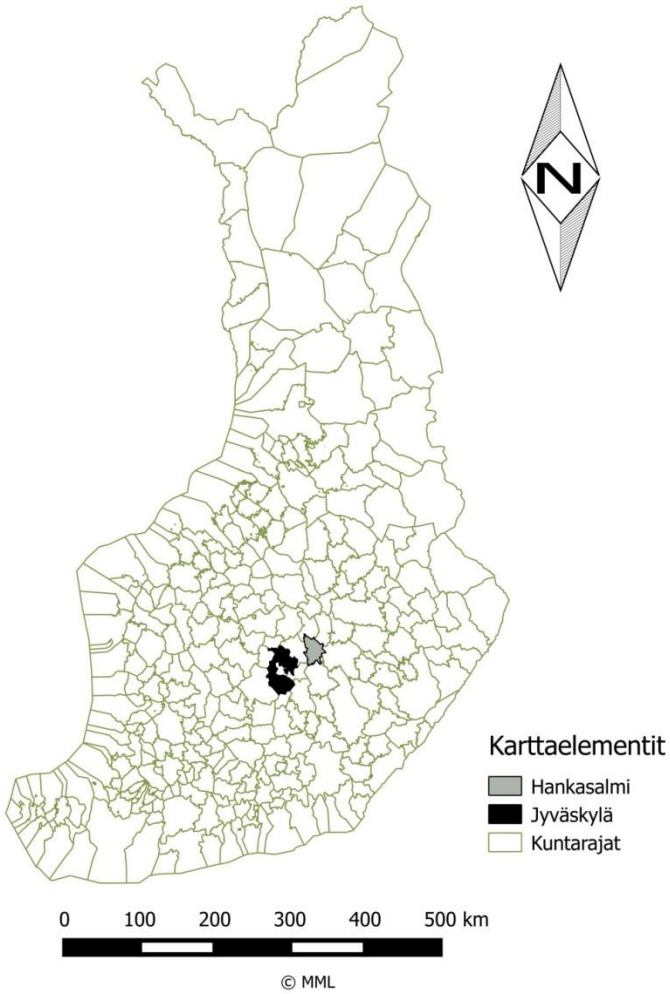
Luonnontilaisiksi alueiksi voidaan laskea Westhoffin (1983) mukaan luonnontilaiset ja lähes luonnontilaiset alueet. Luonnontilaiset alueet ovat nimensä mukaisesti alueita, joihin ihmistoiminta ei ole vaikuttanut. Lähes luonnontilaiset alueet ovat alueita, joihin ihmistoiminta on vaikuttanut muuttamatta niiden rakennetta (Westhoff 1983). Lähes luonnontilaiset alueet eivät säily ilman hoidollisia toimenpiteitä (Treweek 1999). Jaottelu luonnontilaisiin ja lähes luonnontilaisiin ympäristöihin perustuu Bernin sopimuksessa (29/1986) tehtyyn jaotteluun lajien ja elinympäristöjen suojelemiseksi.

Elinympäristöjen tuhoutuminen ja niiden laadun heikentyminen ovat merkittävin luonnon monimuotoisuutta alentava tekijä (Wilcove ym. 1998). Nämä prosessit heikentävät myös ekosysteemipalveluiden toimivuutta (Collinge 2009). Wilcoven ym. (1998) mukaan eniten elinympäristöjen tuhoutumista aiheuttaa maa- ja metsätalous, vesihankkeet, kuten padot ja kanavat, sekä uuden infrastruktuurin rakentaminen. Uusilla teillä on merkittävin monimuotoisuutta heikentävä vaikutus (Wilcove ym. 1998). EU:n komission (2015) raportin mukaan suurimman uhkan lajeille ja elinympäristöille aiheuttaa maa- ja metsätalous sekä luonnonolojen muutokset, joihin luetaan muutokset hydrologiassa sekä elinympäristöjen välisten yhteyksien väheneminen (COM 2015). Lisäksi ilmastonmuutoksen seurauksena lajistoa uhkaava sukupuutto kohdistuu tutkimuksista riippuen 15 – 63 % lajeista (Thomas ym. 2004, Thuiller 2005) tai keskimäärin noin 20 – 30 prosenttiin (Foden ym. 2009).

Biodiversiteettisopimuksen (78/1994) tavoitteena on turvata luonnon monimuotoisuuden säilyminen ja luonnonvarojen kestävä käyttö. Sopimus edellyttää, että hankkeet ja suunnitelmat, joilla saattaa olla luonnon monimuotoisuutta heikentävä vaikutus, on arvioitava. Suomessa hankkeiden arviointiprosessina käytetään ympäristövaikutusten arviointia (YVA), jonka sisältövaatimuksia ja soveltamista ohjaa YVA-laki (SopS 468/1994) ja YVA-asetus (SopS 713/2006). Suunnitelmien ja ohjeiden ympäristövaikutusten arviointia (SOVA) ohjaa SOVA-laki (SopS 200/2005). Luonnonsuojelulaki määrittää eliölajien ja luontotyyppien suotuisan suojelutason. Sen tavoitteena on biodiversiteetin ylläpitäminen ja luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävä käyttö (Söderman 2003). Luonnonsuojelulaki määrittää erityisesti suojeltavat eliölajit ja luontotyypit. Lisäksi metsälaki määrittää metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, vesilaki vesilain luontotyypit ja maa-aineslaki määrittää sen perusteella suojeltavat erikoiset luonnonesiintymät ja luonnonolosuhteet (Söderman 2003). Maankäyttö- ja rakennuslain (SopS 132/1999) tavoitteena on ”järjestää alueiden käyttö ja rakentaminen niin, että siinä luodaan edellytykset hyvälle elinympäristölle sekä edistetään ekologisesti, taloudellisesti, sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestävää kehitystä” (SopS 132/1999).

Ympäristölakien ja -asetusten tavoitteena on turvata luonnon monimuotoisuus (Söderman 2003). Viimeisimmän lajien uhanalaisuusarvioinnin mukaan lajien uhanalaistuminen on hidastunut metsissä ja kulttuuriympäristöissä, mutta kiihtynyt soilla, vesissä, rannoilla, tuntureilla ja kallioilla. Metsissä ja kulttuuriympäristöissäkin tavataan enemmän lajeja, joiden uhanalaisuus on kasvanut kuin lajeja, joilla se on vähentynyt (Rassi ym. 2010). Suomessa lajisuojelun koordinoinnista vastaavat ELY-keskukset. Metsähallituksen luontopalvelut vastaa valtion ja yksityisten luonnonsuojelualueiden lajisuojelusta. Suomen ympäristökeskus puolestaan ohjaa ja neuvoo lajiensuojelu ja –hoitotoimenpiteissä valtakunnallisesti. Lisäksi ympäristöministeriö vastaa yhdessä maa- ja metsätalousministeriön kanssa METSO-ohjelman toteuttamisesta (Rassi ym. 2010). Lajiston ja elinympäristöjen suojelu tulee ottaa huomioon kaikessa toiminnassa. Suojelun lähtökohtana on oltava luotettavaa tietoa lajiston uhanalaisuudesta. Tätä tietoa voidaan kerätä kartoituksen ja seurannan avulla ja ylläpitää tiedonhallinnan kautta. Lajitietoa keräävät mm. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Luonnonvarakeskus, luonnonsuojeluhallinto, Metla ja yliopistot (Rassi ym. 2010).

Tämän työn tarkoituksena on selvittää ihmistoimintojen vaikutuksia luonnontilaisuuteen seudullisella tasolla Jyväskylän ja Hankasalmen alueella (Kuva 1). YVA-asetuksessa määritellään hanketyypit, joille on suoritettava YVA-menettely (SopS 713/2006). Ympäristövaikutusten arviointiselostuksien pohjalta etsittiin hanketyypeille keskeisiä ympäristövaikutuksia. Huomioin kirjallisuusselvityksen pohjalta, että liikenteen ja tieverkoston vaikutukset nousivat merkittävimmiksi luonnontilaisuutta uhkaavaksi tekijäksi. Huomioon perustuen olen mallintanut ArcGIS-, QGIS- ja Fragstat-ohjelmistojen avulla kuntien pirstoutumista efektiivisen verkostokoon (m_{eff}) menetelmällä sekä mallintamalla tieverkoston vaikuttavuusvyöhykkeet 50 m, 100 m, 150 m ja 200 m säteellä. Tulosten perusteella on kehitetty alueen luonnontilaisuutta kuvaava indeksi.



Kuva 1. Tutkimuskohteiden sijainti kartalla.

2. YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET JA NIIDEN RAJAAMINEN

2.1 Arviointikohteet

Law & Dickmanin (1998) ja Fahrigin (2003) mukaan lajistonsuojelun kannalta olennaisinta on arvioida alueen uhanalaisimmat lajit ja keskittää suojelutoimenpiteet niihin. Lajien tehokkaan suojelun mahdollistamiseksi on määritettävä lajille suotuisat elinympäristöt, niiden spatiaalinen sijoittuminen ja lajin vaatima elinympäristöjen minimikoko. Seudullisen tason elinympäristön heterogeenisyys ja lajien leviämismahdollisuudet vaikuttavat suojelutoimien onnistumiseen (Law & Dickman 1998, Fahrig 2003).

Ekologisia vaikutuksia arvioitaessa voidaan keskittyä arviointikohteiden (VEC, *Valued ecosystem component*) muutosten arvioimiseen. Arviointikohteet ovat ympäristön osia, joita voidaan mitata ja joiden muutosta voidaan tarkkailla vaikutusten selvittämiseksi (Treweek 1999). Arviointikohteita voidaan luokitella esim. laji- ja elinympäristötasoilla tai suojeltujen alueiden kautta (Therivel & Morris 2009). Arviointikohteiksi voidaan valita elementtejä eri luokista, kuten lajeja, elinympäristöjä, ekosysteemejä, ekosysteemitoimintoja tai taloudellisia arvoja (Treweek 1999).

Ekosysteemejä voidaan luokitella ilmaston, geologian, topografian ja kasvillisuuden mukaan. Kasvit puolestaan kuvaavat ympäristön fyysisiä ominaisuuksia. Fyysisten ominaisuuksien perusteella voidaan elinympäristö luokitella seutuyksiköihin (engl. landscape unit). Seutuyksiköt ovat esimerkiksi elinympäristön sopivuusindeksin (*HSI, habitat suitability index*) pohjana. HSI kuvaa lajin elinvaatimuksia suhteessa ympäristön ekologisiin, mitattavissa oleviin ominaisuuksiin (Treweek 1999).

Elinympäristöjen muodostuminen riippuu maankäytön historiallisista muutoksista sekä maankäytön ja maanpeitteisyyden nykytilanteesta (Hanski 2005). Hanskin (2005) mukaan elinympäristöjen luokittelu riippuu ekologiassa tutkitun organismin elinympäristövaatimuksista, jonka takia ei ole olemassa yhtä, kaikkia tarkoituksia palvelevaa elinympäristöluokittelua. Karkeimmillaan luokittelu voidaan jakaa kahteen luokkaan: organismille sopivaan ja sopimattomaan elinympäristöön. Yleensä lajien suojelussa käytetään yleispiirteisempää elinympäristöjen luokittelua kuin ekologiassa (Hanski 2005). Koska tutkimuskoh-

teenani ovat Jyväskylän kaupunki ja Hankasalmen kunta, tarkastelen ihmistoimintojen vaikutuksia seudullisella tasolla.

2.2 Ympäristön luonnollinen ja antropogeeninen laikuttaisuus

Saaristomaantieteen teorian (MacArthur & Wilson 1967) mukaan biologinen monimuotoisuus lisääntyy, kun saaren pinta-ala lisääntyy, saarien välinen matka lyhenee ja kun ne täyttyvät kolonisaatioiden ja sukupuuttojen vaikutuksesta. Myöhemmin saaristomaantieteen teoriaa on sovellettu myös mantereisten ekosysteemien tutkimukseen. Tällöin elinympäristölaikkuja eli saaria erottavaa, eliöille epäsopivaa elinympäristöä kutsutaan matriisiksi. Matriisi voi muodostua luonnollisesti (Forman 1995) tai ihmistoimintojen seurauksena (Fahrig 2003, Collinge 2009). Matriisin luonnollinen muodostuminen johtuu alueen rakenteesta, kuten korkeuseroista, kosteus- ja valoisuusolosuhteista, maatyypeistä sekä luonnollisista häiriöistä (Forman 1995). Ihmistoimintojen seurauksena tapahtuva pirstoutuminen johtuu elinympäristöjen häviämisestä, joka puolestaan on seurausta maankäytön muutoksista (Collinge 2009). Populaatioiden elinympäristöjä voidaan kutsua laikuiksi (Forman 1995). Laikut ovat ominaisuuksiltaan yhtenäisiä alueita, jotka eroavat niitä ympäröivistä alueista. Laikun ominaisuudet ja koko vaikuttavat lajien menestymiseen, ja ne voivat rajautua joko koviin tai pehmeisiin rajoihin. Kovalla rajalla tarkoitetaan selvästi ympäristöstä erottuvaa rajaa, esim. metsän rajautumista peltoon, pehmeällä rajautumisella puolestaan tarkoitetaan vähittäin muuttuvaa ympäristöä, aaltoilevaa rajausta tai esim. metsäpalon aiheuttamaa rajausta (Forman 1995). Metapopulaatiodynamiikan teoria on johdettu saaristomaantieteen teoriasta ja siinä keskitytään tutkimaan, kuinka yksittäiset populaatiot ovat levittäytyneet elinympäristölaikkuihin (Levins 1969, Lande 1987). Saaristomaantieteen ja metapopulaatiodynamiikan teoriat selittävät ympäristön pirstoutumista ja ovat pohjana alue-ekologiassa, jossa tutkitaan alueellisesti ekologisia rakenteita (Turner ym. 2001). Alue-ekologian perusrakenteina ovat kuviot: laikut, käytävät ja astinkivet (Forman 1995).

Fahrig (2003) on tutkinut 1600 artikkelia pirstoutumiseen liittyen. Yli puolet artikkeleista (57 %) keskittyi pirstoutumisen vaikutuksiin laikun sisällä, jolloin vaikutukset seudullisella tasolla jäävät huomaamatta. Pirstoutunut elinympäristö voi olla eristynyt tietyn laikun sisällä, mutta sen ulkopuolella seudullisella tasolla voi esiintyä samankaltaista elinympäristöä, jolloin alkuperäistä elinympäristöä ei tulisi pitää eristyneenä. Laikun eristäytyneisyyttä tulisikin aina arvioida seudullisella tasolla (Fahrig 2003).

Elinympäristöjen häviäminen voidaan jakaa neljään eri muotoon (Hanski 2005). Alueiden laatu voi heiketä, koko pienentyä, elinympäristöjen väliset yhteydet katketa tai niiden jatkuvuus estyä. Kaikilla näillä neljällä muutoksella on seurauksia populaatiodynamiikkaan (Hanski 2005). Elinympäristöjen pirstoutumisella tarkoitetaan elinympäristöjen muuttumista suurista yhtenäisistä alueista pienempiin erillisiin tai yhtenäisiin alueisiin. Pirstoutumisen seurauksena osa elinympäristöstä muuttuu eliölle elinkelvottomaksi (Jaeger 2000). Elinympäristön pirstoutuminen muuttaa sen rakennetta neljällä tavalla: elinympäristön määrä vähenee, elinympäristölaikkujen lukumäärä lisääntyy, niiden koko pienenee ja eristyneisyys kasvaa (Fahrig 2003). Jokaisella alue-ekosysteemin toiminnolla on olemassa minimilaikkukoko, jonka alittuessa ekosysteemi ei voi toimia luonnollisella tavalla (Schippers ym. 2015). Minimilaikkukoon (minimum viable size) määrittäminen ei ole ongelmatonta, sillä sen koko vaihtelee lajien välillä ja useissa tapauksissa se on tuntematon (Treweek 1999).

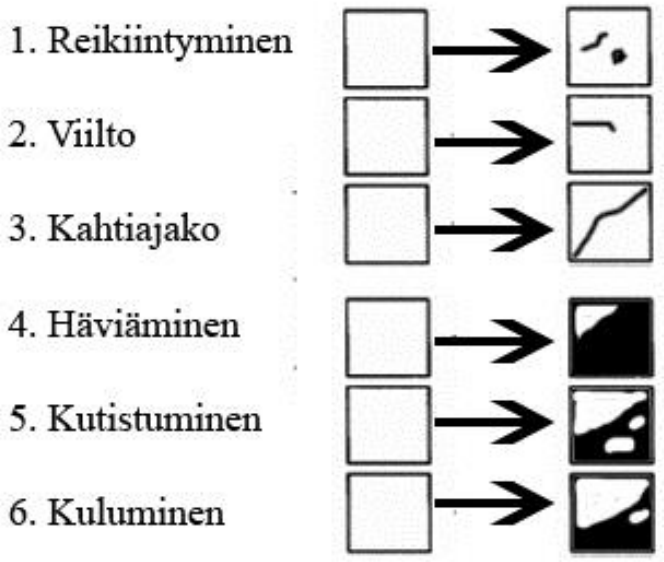
Farhigin (2003) mukaan elinympäristöjen tuhoutumisen seurauksena sekä luonnon lajistollinen että geneettinen monimuotoisuus vähenee, kun elinympäristöjen pirstoutumisen seuraukset voivat monimuotoisuuden kannalta olla sekä positiivisia että negatiivisia. Positiivisten ja negatiivisten vaikutusten suuruus vaihtelee alueellisesti ja lajien välillä. Lisäksi elinympäristöjen tuhoutumisen vaikutukset ylittävät pirstoutumisesta johtuvat positiiviset vaikutukset (Fahrig 2003).

Negatiiviset vaikutukset johtuvat laikkujen pienenemisestä ja kulmavaikutuksesta (Fahrig 2003). Laikkujen pienenemisen seurauksena lajien elintila pienenee, jolloin laikun kantokyky voi ylittyä. Kantokyvyn ylittyessä populaation elinvoimaisuus heikkenee. Reunavaikutuksesta johtuva elinvoimaisuuden heikkeneminen on seurausta matriisissa eli epäsopivassa elinympäristössä vietetystä ajasta. Tästä seuraa populaatioiden kuolleisuuden lisääntyminen ja lisääntymiskyvyn heikkeneminen. Reunavaikutus näkyy myös lajienvälisissä suhteissa esimerkiksi predaatiopaineen kasvuna tai vieraslajien aiheuttamana kilpailun kasvuna (Fahrig 2003).

Pirstoutumisesta johtuvat positiiviset vaikutukset ovat seurausta erilaisista biologisista vuorovaikutuksista (Huffaker 1958), laikkujen sijoittumisesta (Bowman ym. 2002) ja uusien vaihtoehtoisten habitaattien syntymisestä (Law & Dickman 1998). Pirstoutumisen seurauk-

sena saalis- ja isäntäpopulaatiot voivat vahvistua, ennen kuin saalistaja tai parasiitti saavuttaa ne. Saalispopulaatioilla on myös useampia mahdollisia habitaatteja, joihin ne voivat levittäytyä. Lisäksi useat lajit, kuten hyönteiset ja sammakkoeläimet tarvitsevat monenlaisia elinympäristöjä elämänsä aikana. Pirstoutumisen seurauksena syntyvät matriisit voivat olla toisille lajeille soveltumattomia, mutta hyönteisille sopivia, jolloin niiden elinvoimaisuus paranee (Law & Dickman 1998). Pirstoutumisesta johtuvia positiivisia vaikutuksia on selitetty myös seudullisen tason habitaattien monimuotoisuuden lisääntymisellä. On todettu, että monimuotoisempi elinympäristöjen valikoima pystyy tarjoamaan elinmahdollisuuksia useammille lajeille (Fahrig 2003), kunhan toimintojen ylläpitämiseen vaadittava laikkukoko on riittävän kokoinen (Schippers ym. 2015). Seudullisen tason monimuotoisuus parantaa myös lajien vastustuskykyä muutoksille (Schippers ym. 2015).

Forman (1996) ja Collinge (2009) kuvaavat neljä prosessia, jotka johtavat pirstoutumiseen. Jaeger (2000) ja Le Tortorec (2013) ovat tunnistaneet näiden lisäksi kaksi uutta pirstoutumisprosessia (Kuva 2). Kutistuminen kuvaa alueen pinta-alan pienentymistä. Kutistuminen voi olla seurausta esim. maankäytön muutoksista elinympäristön reuna-alueilla. Kahtiajaolla tarkoitetaan elinympäristöjen jakautumista kahteen erilliseen osaan, esim. uuden tielinjan rakentamisen seurauksena. Häviäminen pienentää elinympäristön, joko usealle erillisellе laikulle tai vaikuttaa sen reunoilla. Reikiintymisen seurauksena elinympäristön sisältä katoaa laikkuja, mutta se säilyy muuten yhtenäisenä. Elinympäristön reikiintyminen voi tapahtua esim. laajalla metsäalueella, jonne tehdään useita toisistaan erillisiä avo- tai aukkohakkuita (Forman 1996, Collinge 2009). Le Tortorec (2013) kuvaa viidennen prosessin, jossa elinympäristö häviää kulumisen tai olosuhteiden heikkenemisen seurauksena (Le Tortorec 2013). Jaegerin (2000) ja Le Tortorecin (2013) tulkinta pirstoutumisesta on melko samanlainen, mutta Jaeger tunnistaa lisäksi muuntumisen, jossa elinympäristöön tulee ”viilto” eli suikalemainen osa alkuperäistä elinympäristöä katoaa (Jaeger 2000). Pirstoutuminen on voimakkainta kaupungistuneilla alueilla sekä muutoin voimakkaassa käytössä olevilla alueilla (EEA 2011). Pirstoutumista aiheuttaa mm. uusien teiden ja raideyhteyksien rakentaminen (EEA 2011).



Kuva 2. Pirstoutumisen vaiheet (mukaillen Jaeger 2000)

Saundersin ym. (1991) ja EEA (2011) mukaan elinympäristöjen pirstoutumisen seurauksena elinympäristöjen yhteydet voivat katketa siten, että niistä tulee eristyneitä, jonka lisäksi elinympäristöjen koko sekä ydinalueet pienenevät. Ydinalueiden pieneneminen johtuu rakennushankkeiden suorista vaikutuksista, jolloin ydinalueita jää esim. tien alle, sekä epäsuorista vaikutuksista. Rakentamisen epäsuorat vaikutukset johtuvat pirstoutumisen seurauksena syntyvästä reunavaikutuksesta. Reunavaikutus muuttaa mm. luontaisen elinympäristön lajirakennetta ja pienilmastoa. Alueita, joihin reunavaikutus kohdistuu, kutsutaan reuna-alueiksi (Saunders ym. 1991, EEA 2011).

EEA:n (2011) ja Jousimon ym. (2014) mukaan ekosysteemien luontaiset toiminnot vaarantuvat pirstoutumisen vaikutuksesta. Koska useat lajit vaativat erilaisia elinympäristöjä elinkaarensa aikana, elinympäristöjen ekologisten yhteyksien katkeaminen heikentää ekosysteemien ja populaatioiden elinvoimaisuutta. Pirstoutumisen seurauksena syntyvät eristyneet elinympäristöt puolestaan lisäävät paikallisen sukupuuton riskiä, sillä eristyneet populaatiot ovat herkempiä luontaisille stressitekijöille, kuten tulipaloille, sään ääri-ilmiöille ja taudeille (EEA 2011, Jousimo ym. 2014).

2.3 Ympäristövaikutuksien laajuuden rajaaminen

Ympäristövaikutuksien rajaamisessa on erilaisia suuntauksia. Therivelin & Morrisin (2009) mukaan ei-lineaarisille hankkeille pitäisi rajata noin 2 km vaikutusvyöhyke ja lineaarisille 1 km levyinen käytävä. Vaikutusalue voi olla hyvinkin laaja, jos kyseessä on ilma- tai vesiteitse aiheutuva vaikutus (Therivel & Morris, 2009). IEEM (2006) mukaan vaikutuksille ei olisi järkevää asettaa mitään tiettyä rajaa, vaan tutkia hankekohtaisesti muutosten vaikuttavuutta. Työni eräänä tavoitteena on kuvata YVA-asetuksen 6 §:n mukaisten hankkeiden vaikutusten maantieteellistä ulottuvuutta.

Yhteistä kaikilla metsien reunoihin rajautuvilla toiminnoilla on metsiin kohdistuvat reunavaikutukset. Ne ulottuvat metsän sisään keskimäärin 2 – 3 kertaa vallitsevan puuston pituuden verran (Heinonen ym. 2004) eli enimmillään noin 50 metriä. Reunavaikutukset muuttavat metsän luontaista kasvillisuutta. Lisäksi metsäisillä alueilla tien reunavaikutus voi ulottua jopa kymmenkertaisesti tien leveyden verran metsän sisään (Siitonen & Hanski 2004).

3. YMPÄRISTÖN MUUTOSTA KUVAAVAT MATEMAATTISET MALLIT

Alue-ekologia pyrkii kuvaamaan alueellisesti ekologisia prosesseja. Prosesseja kuvaamaan on kehitetty erilaisia menetelmiä ja indikaattoreita. Jokaisella menetelmällä on etunsa tietyissä prosesseissa, joten oikean menetelmän valitseminen on haastavaa (Kurtz ym. 2001). Ympäristöindikaattoreita on kehitetty helpottamaan ympäristöön liittyvää päätöksentekoa, ennen kaikkea kuvaamaan ympäristötietoa helposti ymmärrettävässä muodossa (Kurtz ym. 2001). Indikaattorit voivat kuvata ympäristön fyysistä, kemiallista, biologista tai ekologista tilaa ja niitä käytetään ennustamaan muutoksia ja riskejä sekä osoittamaan ympäristöön kohdistuvia stressitekijöitä (Kurtz ym. 2001). Indikaattorilajeja tai ravinnepitoisuutta voidaan hyödyntää arvokkaisiin kohteisiin kohdistuvia (VEC) luontovaikutuksia arvioitaessa (Treweek 1999).

3.1 Ympäristön pirstoutumista kuvaavat mallit

Moilanen & Nieminen (2002) ovat arvioineet matemaattisten laskentamallien toimivuutta ympäristön pirstoutumisen mittarina. Heidän tutkimuksessaan on käsitelty lähimmän naa-

purin etäisyyttä (*nn, nearest neighbour distance*), puskurivyöhykkeitä (*buffer zone*) sekä IFM–malleja (*incidence function model*) (Moilanen & Nieminen 2002). Tutkimuksen mukaan *nn*-malli ei pysty luotettavasti kuvaamaan ympäristön pirstoutumisen vaikutusta tutkittaviin populaatioihin. Puskurivyöhykkeet kuvastavat paremmin pirstoutumisen vaikutuksia, mutta niiden ongelmana on arvio puskurialueen luotettavasta rajauksesta. Parhaisiin tuloksiin päästään IFM-mallilla, jossa huomioidaan kaikki mahdolliset ympäröivät lähdepopulaatiot. Kun puskurivyöhykkeen taustalla on tarkka arvio lajin leviämismahdollisuuksista, sen luotettavuus voi olla yhtä hyvä kuin IFM–mallilla (Moilanen & Nieminen 2002).

Ekologisesti rajatut alueelliset indeksit (*ESLI, ecologically scaled landscape indices*) ovat yhdistelmä alueen rakenteesta sekä lajien ekologisista vasteista muuttuvaa ympäristöä kohtaan (Swihart & Verboom 2004). ESL-indeksit pohjautuvat metapopulaatioteoriaan ja määrittävät tietyn lajin esiintymistä alueella. Hanskin (1994) mukaan lajin esiintyminen tietyllä laikulla riippuu lausekkeesta: J = C / (C+E), jossa J on lajin esiintyvyys laikulla, C on kolonisaationopeus ja E on sukupuuttonopeus (Hanski 1994). Ovaskainen (2002) on määrittänyt teorian, jonka perusteella voidaan laskea lajin säilymisen kannalta pienin mahdollinen laikkukoko. Teorian mukaan se on riippuvaista paikallisesta sukupuuttotahdista, laikulle muuttamisnopeudesta (*immigration*) sekä laikulta muuttamisnopeudesta (*emigration*) ja näiden suhteesta ympäristön laatutekijöihin (Ovaskainen 2002). Vos ym. (2001) mallissa huomioidaan lisäksi parin löytämiseen vaadittava pinta-ala, alueen kantokyky, eristyneisyys sekä ekologiset yhteydet (Vos ym. 2001). Swirhartin & Verboomin (2004) mukaan ESL-indeksien heikkouksina ovat ajallisten viiveiden huomioiminen, metapopulaatiotason satunnaisuus ja laikkujen välinen vaihtelu. ESLI:n kuitenkin todetaan sopivan maankäytön muutosten lajivaikutuksien vertailuun lajien ja eri vaihtoehtojen välillä, ja tuovan arvokkaan lisän biodiversiteetin huomioimiseksi arviointiprosesseissa (Swihart & Verboom 2004). Alueelliset indeksit (*landscape indices*) ovat käyttökelpoisia: a) kuvaamaan alueen muutosta, b) eri alueiden välisen pirstoutumisen vertailussa, c) alueellisten toimintojen, rakenteellisten ominaisuuksien ja alueellisten muutosten systemaattisessa vertailussa, d) pirstoutumisen kvantitatiivisessa vertailussa (Jaeger 2000).

Ympäristön pirstoutumisen tutkimiseksi on kehitetty useita laskentatapoja. Jaeger (2000) on verrannut laskentatapojen toimivuutta ympäristön pirstoutumisen eri vaiheisiin. Hänen mukaansa toimivimpia mittareita ovat laskentatavat, jotka reagoivat samansuuntaisesti kaikkiin pirstoutumisen vaiheisiin. Näistä käyttökelpoisimpia ovat seudullisen jakautumi-

sen määrä (*degree of landscape division, D*), jakautumisindeksi (*splitting index, S*), teiden tiheys (*Rd*) ja efektiivisen verkoston koko (m_{eff}) (Jaeger 2000). Nämä reagoivat myös laikkujen rakenteellisiin eroavaisuuksiin (Jaeger 2000). *D*, *S* ja m_{eff} ovat käyttökelpoisia ainakin metsäalueilla ja alueilla, jotka eivät ole asutusta, liikennealueita tai tehomaatalouskäytössä (Jaeger 2000).

Jakautumisindeksi (*S*) (kaava 1) määritetään laikkujen lukumäärällä siten, että alkuperäinen alue jaetaan yhtenäisen kokoisiin laikkuihin, jolloin uusi muodostelma johtaa yhtä suureen alueen jakautumiseen kuin alkuperäinen muodostuma (Jaeger 2000). Toisin sanottuna tässä työssä kunnan pinta-ala jaetaan efektiivisen verkoston koolla (m_{eff}), jolloin tulos kertoo, kuinka monta verkostoa kunnan pinta-alalle mahtuu. Jakautumisindeksin voidaan tulkita olevan myös efektiivinen verkostoluku (*effective mesh number*) (Jaeger 2000).

$$S = \frac{A_t^2}{\sum_{n=1}^{n} A_i^2} \qquad (1)$$

Jossa:

A_t = Alueen kokonaispinta-ala (m^2).

n = laikkujen lukumäärä

A_i = laikkujen pinta-ala (m^2).

3.2 Efektiivisen verkoston koko

Efektiivisen verkoston koko kuvaa aluetta, jolla kaksi satunnaisesti valittua pistettä sijaitsevat yhtenäisellä laikulla eli pisteitä ei erota mikään este, esim. tie (Jaeger 2000). Jaegerin (2000) mukaan efektiivisen verkoston koko (m_{eff}, effective mesh size, kaava 2) on paras mittari kuvaamaan ympäristön pirstoutumista, jos kriteereinä ovat tulosten tulkinnan aistinvaraisuus, herkkyys pienille laikuille, sopivuus eri pirstoutumisvaiheisiin (kuva 1) ja rakenteellisten erojen huomioiminen (Jaeger 2000). Jaeger on verrannut erilaisten laskentatapojen etuja ja haittoja, ja on todennut, että m_{eff} on ainoa laskentatapa, joka on verrannollinen pinta-alan lisääntymiseen, jonka lisäksi se kuvastaa alueen rakenteellisia eroja. Myös vertailututkimuksessa (Neel ym. 2004) on saatu selville, että efektiivisen verkoston koko korreloi tehokkaasti pinta-alan kanssa. Roch & Jaeger (2014) ovat verranneet keskimääräistä laikkukokoa, jäljelle jäävien laikkujen lukumäärää, yhtenäisten vähän liikennöityjen alueiden (>100 km^2) lukumäärää sekä liikennereittien tiheyttä, ja todenneet etteivät kysei-

set laskentatavat pääse yhtä luotettavaan tulokseen pirstoutumisen ja kulumisen kuvaajana kuin efektiivisen verkoston koko (Roch & Jaeger 2014).

Efektiivisen verkoston koko saa lukuarvoja nollan (täysin pirstoutunut) ja raportointiyksikön, esimerkiksi kunnan, kokonaispinta-alan väliltä.

$$m_{eff} = A_{total} * \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{A_i}{A_{total}}\right)^2 = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^{n} A_i^2 \qquad (2)$$

jossa:

n = laikkujen lukumäärä raportointiyksikön sisällä

A_i = n laikkujen koko (i= 1,….n)

A_{total} = Raportointiyksikön (esim. kunta) kokonaispinta-ala

Efektiivisen verkoston laskentatavan luotettavuutta on parannettu reuna-alueiden välisten yhteyksien huomioimisella (Moser ym. 2007). Reuna-alueet ovat pirstoutuneiden alueiden reunoja, jotka eivät laadultaan vastaa enää kyseisten elinympäristöjen ydinalueita. Alkuperäisessä m_{eff}–laskennassa on huomioitu reunavaikutukset CUT–menetelmän (Cutting Out procedure) avulla, jossa reuna-alueet oletetaan esteeksi teiden tapaan. Tämä kuitenkin vääristää m_{eff}–laskentaa. Mallia on parannettu CBC–menetelmällä (Cross-boundary connections), jossa kaksi satunnaista pistettä lasketaan kuuluvaksi kahteen raportointiyksikköön. Tällöin esim. osittain toisen kunnan alueella sijaitseva laikku ei muodosta vääristymää pirstoutumisesta. CBC–menetelmä on riippumaton laikun koosta sekä hallinnollisista rajoista ja tuottaa luotettavamman lopputuloksen (Moser ym. 2007). Kyseistä menetelmää on käytetty myös Freudenberger ym. (2013) tutkimuksessa. Kaava CBC–menetelmän laskemiseksi on:

$$m_{eff}^{CBC} = A_{total}^{cmpl} * \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{A_i}{A_{total}} * \frac{A_i^{cmpl}}{A_{total}^{cmpl}}\right) = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^{n} A_i * A_i^{cmpl} \qquad (3)$$

jossa:

n = Laikkujen lukumäärä

A_i = n laikkujen koko (i= 1,….n) raportointiyksikön sisällä

A_i^{cmpl}= kokonaisen laikun pinta-ala, jonka osana A_i on (jos A_i ei sijaitse rajalla, A_i^{cmpl}= A_i)

A_{total}= Raportointiyksikön (esim. kunta) kokonaispinta-ala

A_{total}^{cmpl} = kokonaisten laikkujen kokonaisala

Efektiivisen verkoston tiheys-laskennalla saavutetaan tulos, joka on resiprookkinen (vastavuoroinen) efektiivisen verkoston koolle (EEA 2011). Efektiivisen verkoston tiheys (s_{eff}) määrittää, kuinka monta m_{eff}-verkostoa mahtuu 1000 km^2:a kohti (EEA 2011). Se voidaan laskea kaavalla 4:

$$s_{eff} = \frac{1}{m_{eff}} * 1000 \text{ km}^2 \qquad (4)$$

Pirstoutumisgeometrialla (*fragmentation geometry, FG*) tarkoitetaan esim. m_{eff}–laskennassa käytettävien esteiden luokittelua (Jaeger ym. 2008). FG:n lukumäärän ja ominaisuuksien valinnalla on merkitystä m_{eff}–laskennan lopputulokseen. Jaeger ym. (2008) ovat verranneet eri FG–luokittelujen sopivuutta Sveitsissä tehdyssä tutkimuksessa. He jakoivat FG:t neljään ryhmään: FG1-FG4 (Taulukko 1). Tietyn FG:n valinta riippuu tutkimuksen tavoitteista ja tutkittavasta kohteesta. FG1 kuvaa alueen luonnollisuutta, sillä se huomioi vain ihmistoimintojen vaikutuksen. FG2 ja FG3 kuvaavat sekä ihmistoimintojen että luonnollisten esteiden vaikutusta. Eroavaisuudet FG2– ja FG3–luokittelussa mahdollistaa pienien teiden aiheuttaman pirstoutumisvaikutuksen vertailun. FG4-luokittelu sen sijaan mahdollistaa eri alueiden välisen vertailun, sillä raportointiyksikön pinta-alasta rajataan vesistöt pois. FG1-luokittelussa vesistöt sisältyvät raportointiyksikköön, vaikka niitä ei lasketa esteeksi (Jaeger ym. 2008).

Taulukko 1. Pirstoutumisgeometrian luokittelussa huomioitavat pirstoutumiselementit (Jaeger ym. 2008).

		Huomioitavat pirstoutumiselementit	
Pirstoutumisgeometrian numero ja nimi	Määritelmä	Antropogeeniset	Luonnolliset
(1) Antropogeeniset esteet	Vain ihmisen rakentamat elementit ajatellaan esteiksi.	Moottoritiet, valtatiet 1-3, rautatiet, asutus	Ei
(2) Esteet sisältäen toisen luokan tiet	Luonnolliset ja antropogeeniset esteet.	Moottoritiet, valtatiet 1-2, rautatiet, asutus	Joet, järvet ja vuoristot (>2100 m)
(3) Esteet sisältäen kolmannen luokan tiet	Luonnollliset ja antropogeeniset esteet.	Moottoritiet, valtatiet 1-3, rautatiet, asutus	Joet, järvet ja vuoristot (>2100 m)
(4) Keskittyminen maiseman asutettaviin osiin	Tarkastelusta poistettu vesistöt, joille ei ole mahdollista rakentaa asutusta.	Moottoritiet, valtatiet 1-3, rautatiet, asutus	Luonnolliset esteet on rajattu pois tarkastelusta, jolloin raportointiyksikkö on muuttunut

4. AINEISTO JA MENETELMÄT

Gradutyön aineistona olivat YVA-selostukset, sillä työn tavoitteena oli kuvata YVA-hankkeiden alueellista vaikuttavuutta ympäröivään luontoon osana luonnontilaisuutta kuvaavaa indeksiä. YVA-selostuksissa tulee esittää käsiteltävän hankkeen luontovaikutukset ja niiden vaikutusalue (SopS 713/2006). Koska tutkimus tehtiin kuvaamaan Suomen kuntia, aineistona käytettiin suomalaisia YVA-selostuksia. Menetelmien osalta lähteinä käytettiin tieteellisiä julkaisusarjoja, menetelmien vertailututkimuksia sekä ekologisten vaikutusten arvioinnin oppikirjoja (mm. Treweek 1999, Therivel & Morris 2009). Tieteellisistä julkaisusarjoista käytettiin eniten Landscape ecology-julkaisuja. Käyttökelpoisimman menetelmän toteamisen jälkeen menetelmistä etsittiin eniten tietoa ”effective mesh size”-hakusanoilla.

Södermanin (2003) mukaan tietoa hankkeiden vaikutusalueista tarvitaan, jotta hankkeen vaikutusten laajuus voidaan rajata oikein. Jos hankkeen vaikutusalue on rajattu liian suppeaksi, voi osa merkittävistä vaikutuksista jäädä havaitsematta. YVA-selostuksista oli tavoitteena etsiä hanketyypeille ominaisia vaikutusalueiden laajuuksia. Vaikutuksia olisi syytä tarkastella vaikutustyypin (esim. pohjaveden otto) mukaan, eikä rajata tiettyä etäisyyttä hankealueen keskipisteestä tai linjamaisissa hankkeissa tietyn levyistä käytävää. Vaikutuk-

set tulisi rajata sen mukaan, kuinka laajalle alueelle tietyn tyylinen vaikutus ulottuu (Söderman 2003).

4.1 YVA-menettelyn piirissä olevien hankkeiden ympäristövaikutukset

YVA-menettelyn piirissä olevien hankkeiden ympäristövaikutukset on kerätty YVA-selostuksista. Taulukosta 2 ilmenee YVA-selostuksien pohjalta havaittujen lähi- ja kaukovaikutusten ja vaikutusvyöhykkeiden vaihteluväli. Taulukosta 2 on jätetty pois vaikutustasoja, kuten pohjavesivaikutukset, sillä YVA-selostuksista ei ilmennyt kyseisiin vaikutuskohteisiin kohdistuvia vaikutuksia. Taulukon 2 lukuarvot kuvaavat vaikutusmatkan sädettä. Todellisuudessa vaikutukset suuntautuvat kaikkiin ilmansuuntiin, jolloin lukuarvoista voitaisiin laskea vaikutusvyöhykkeiden pinta-alat. Taulukon 2 tyhjät kohdat eivät lähtökohtaisesti tarkoita, ettei kyseisiä vaikutuksia ilmenisi lainkaan. Esimerkiksi turvesuot voivat vaikuttaa negatiivisesti niiden alapuolisiin vesistöihin. Pöyryn (2013) mukaan Rahkanevan turvesuon vesistövaikutukset ovat kuitenkin vähäisiä ja pitoisuuslisäykset jäävät pieniksi verrattuna Pyhäjoen nykyiseen tilaan (Pöyry 2013). Samoin metsäteollisuus voi vaikuttaa ilmanlaatuun paikallisesti. Sweco Industryn (2014) mukaan pitoisuudet jäävät kuitenkin alle sallittujen päästörajojen hankkeessa tutkituilla ilmanlaadun mittareilla (Sweco Industry 2014).

Taulukossa 2 ilmoitettu meluvaikutus kuvaa kantamaa melulähteestä, jolla ääni vaimenee alle 55 dB:n. Maaperävaikutuksia syntyy kaikissa rakentamiseen liittyvissä hankkeissa. Ne ovat tyypillisesti rakentamisesta aiheutuvia suoria, pysyviä vaikutuksia, jotka kohdistuvat hankealueelle. Hankekohtaisuuden takia niille ei ole ilmoitettu vaihteluväliä, sillä vaikutukset riippuvat hankkeen vaatimasta maapinta-alasta. Kasvillisuusvaikutukset liittyvät samaan ilmiöön. Tyypillisesti kasvillisuusvaikutukset kohdistuvat suoraan hankealueelle. Vain harvassa hankkeessa on osoitettu, että kasvillisuusvaikutuksia ilmenisi suunnittelualueen ulkopuolella. Hankealueen ulkopuolella kasvillisuuteen aiheutuvat vaikutukset johtuvat pääasiassa ilmanlaadun heikkenemisestä (National Research Council 2005) ja reunavaikutuksesta (Lehtonen ym. 2011). Kasvillisuusvaikutuksien tulkintaa hankaloittaa YVA-selostuksissa käytetty kaukovaikutusten rajaus. Bioteollisuushankkeissa on osoitettu bioraaka-aineen eli puun hankintasäde, joka on 70 – 200 km (Green Fuel Nordic 2014, Sweco Industry 2014, Nurmeksen kaupunki 2015). Välillisesti tämän kokoluokan hankkeet vai-

kuttavat suureen osaan Suomen metsistä, sillä kyseiset hankkeet sijoittuvat eri puolille Suomea: Äänekoskelle, Lieksaan ja Nurmekseen.

Taulukko 2. YVA-menettelyn piirissä olevien hankkeiden ympäristövaikutusten rajausten vaihteluväli. Lähteet: a = Watrec (2009a), b = Watrec (2009b), c = Watrec (2006), d = Sikaco (2010), e = Jantunen (2012), f = Kauppila ym. (2011), g = Tissari (2001), h = Pöyry (2013), i = Nuutinen ym. (2007), j = Ramboll (2012), k = Jaakko Pöyry Infra (2005), l= Componenta (2005), m= Sweco Industry (2014), n = UPM-Kymmene (2009), o = ENVIRON 2014, p = Nurmeksen kaupunki (2015), q = Styrochem (2008), r = Ramboll (2004), s = AIRIX Ympäristö (2012), t = Green Fuel Nordic (2014), u = Insinööritoimisto Paavo Ristola (2004), v = ÅF Consult (2009), w = FCG (2014), x = Sito (2012), y = Jaakko Pöyry Group (2004), z = FCG (2010), å = Lehtonen ym. (2004), ä = Reijnen ym. (1995), ö = National Research Council (2005), aa = Kaakkois-Suomen ELY-keskus (2014), ab = Sito (2014), ac = Kaakkois-Suomen ELY-keskus (2011), ad = Pöyry (2014), ae = Ramboll (2013), af = Ramboll (2014).

YVA-asetuksen numero ja kyseinen toiminta	Hankekohtainen tarkastelualue (m)			Vaikutustyyppi ja -matka (m)						
	Lähialue (välittömät vaikutukset)	Laajin vaikutusalue (välilliset vaikutukset)	Ilman laatu	Vesistö	Maaperä	Kasvillisuus	Melu	Muu vaikutus 1	Muu vaikutus 2
(1) Eläinten pito	500-2500 [a, b, c, d]	12000 [b]	31-880 [a, b, c]	100- 500 [a]		200-300 [b]			
(2) Luonnonvarojen otto ja käsittely: Soran otto / kallion louhinta	1000 [e]		200-800 [e, f]				300-500 [e]	100-200 [e] Tärinä	1-1,5 [e] pohjaveden korkeuden vaihtelu
Turvesuo	1000 [h]		500-750 [g, h]				350 [i]		
(3) Vesistön rakentaminen ja säännöstely [j]	1000	5000		500-3000		2000	200-270		
(4) Metalliteollisuus	2000 [k]	6000 [k]	12000 [k]	6000 [k]			600-2000 [l, k]		
(5) Metsäteollisuus [m]		10000		64000		200000 [raaka-aineen hankintasäde]	450 m	2500 [haju]	
(6) Kemianteollisuus ja mineraalituotteiden valmistus	500-2000 [n, o, s]	6000-15000 [n, o, p]	2000 [n]	600-2000 [p, r]		70000 [p, raaka-aineen hankinta]	200-600 [n, o, p, r]		
(7) Energiantuotanto: Biojalostamo [t]	1000	5000	500			150000 [raaka-aineen hankintasäde]	500-1600		
Kaasuturbiinilaitos [u]	500	100-1500	200-300				80-100		
Monipolttoainevoimala [v]	300	7500	300				400		
Tuulivoima	100-500 [x 1000 w]	10000-30000 [x, w]					375-500 [x, w]	10000-30000 [x] maisemav.	1000-1500 [x, w] Varjostus
(8) Energian ja aineiden siirto sekä varastointi: Voimalinja	100 [z]	3000 [z]				46-88 [z, y, å]		3000 [z] Maisemav.	
(9) Liikenne	300 [aa]	1000-3000 [aa]	200 [ö]	2000 [ö]	50-100 [å]	50-200 [ö]	100-1200 [ö, aa]	40-1500 [ö] Lintujen pesintä vaikutuu	0-100 [aa] Tärinä
(10) Vesihuolto	300 [ac]	25000 [ab] - 150000 [ac]		5000-22000 [ab]					
(11) Jätehuolto	300 [ae]	4000-5000 [ae, af]	300-700 [ae, af]				300-1000 [ae, af]		1500 [ad] Haju

YVA-selostukset olivat pohjana, kun tutkittiin, mitkä tekijät heikentävät kunnan luonnontilaisuutta. Jyväskylässä ja Hankasalmella ei ole montaa YVA-menettelyn kautta toteutettua hanketta, minkä takia yksi merkittävimmistä kuntien alueella luonnontilaisuutta heikentävistä toiminnoista on liikenne. Liikenteen vaikutusten merkittävyys johtuu siitä, että tieverkosto ulottuu laajalle alueelle. Jyväskylässä sen pituus on 4092 km, pinta-ala 32,7 km^2, ja Hankasalmella 1469 km ja 11,7 km^2 (Liikennevirasto Digiroad 2015). Tieverkoston pinta-ala on laskettu olettaen, että tiet ovat keskimäärin 8 m leveitä. Taulukkoon 3 on koottu liikenteen vaikutuksia ympäristöön.

Taulukko 3. Liikenteen ympäristövaikutuksia (mukaillen National Research Council 2005).

Liikenteen vaikutus	Etäisyys (m)
Raskasmetallit maaperässä ja kasveissa	50–100
Typen oksidit muuttaa kasviyhteisöjä	0–200
Liikennemelu: lintujen pesintä	40–1500
Liikenteen valot: Lintujen pesintä	200–250
Lintuyhteisöjen rakenne	0–100
Teiden tiheys: kosteikkojen lajimäärä vähenee	0–2000

4.2 Paikkatietoaineistot

Työssäni käytetyt paikkatietoaineistot ladattiin PaiTuli-paikkatietoaineiston latausjärjestelmästä. Käytettyjen aineistojen tekijänoikeudet kuuluvat MML:lle, Liikennevirastolle ja SYKE:lle (Taulukko 4). Työssäni tarvittavia aineistoja olivat kuntarajaus, tierajaukset, vesistörajaukset sekä CORINE-maanpeitteisyys. Tierajauksessa käytettiin Digiroad liikenne-elementti-tietuetta. Tämä tietue sisälsi mm. väylätyypin arvon, joka kertoi onko tie: 1) maantie, 2) katu, 3) yksityistie, 4) kevyen liikenteen väylä, 5) rautatie vai 6) lautta (taulukko 6). Kartta-aineiston käsittelyyn käytettiin ArcGIS-, QGIS-, GRASS GIS- ja Fragstats-ohjelmistoja.

Taulukko 4. Työssä on käytetty MML:n, Liikenneviraston ja SYKE:n aineistoja.

Aineiston nimi	Sisältö	Mittakaava	Vuosiluku	Lähde
Hallintorajat	Kuntajako	1:10000	2014	MML
Digiroad	Tiet		2015	Liikennevirasto
EU vesimuodostumat		1:10000	2014	SYKE
CORINE	Maanpeite	25 m x 25 m	2012	SYKE

Paikkatietoaineistot koostuvat rasteri- ja vektorimuotoisista aineistoista. Rasteriaineistot ovat aineistoja, jotka koostuvat pikseleistä tai soluista ja vektoriaineistot koostuvat vektoreista, jotka ulottuvat määrätystä pisteestä määrätylle etäisyydelle tietyssä suunnassa (Forman 1995, Therivel & Morris 2009). Karttaobjekteja voidaan luokitella nominaalisella asteikolla esimerkiksi erilaisiin elinympäristöihin, maatyyppeihin tai kasvillisuusvyöhykkeisiin (Treweek 1999).

4.3 Elinympäristöjen luokittelu

Yleisesti käytettyjä maanpeitteen luokitteluja ovat mm. EU:n tasolla käytettävä CORINE Land Cover Databasen käyttämä luokittelu ja YK:n käyttämä Land cover classification system (LCCS) (Therivel & Morris 2009). Suomessa on nykyisin yleisesti käytössä CORINE LC-luokittelu (Härmä ym. 2015).

Tulosten tulkinta vaikeutuu luokkien lukumäärän kasvaessa (Corry 2004). Analyysin helpottamiseksi alkuperäinen CLC-aineisto luokiteltiin uudestaan. Kaikkiaan 48:sta maankäyttöä kuvaavasta luokasta (SYKE 2012b) muodostettiin 13 uutta luokkaa taulukon 5 mukaisesti. Luokat 1 – 5 ja 12 ovat selkeästi ihmistoimintojen muokkaamaa ympäristöä.

Taulukko 5. CORINE Land Cover 2012-aineiston uudelleenluokittelu.

Alkuperäinen luokka (SYKE 2012a)	Uusi luokka	Luokan kuvaus
1 - 3	1	Asutus
4 - 11	2	Teollisuus- ja liikennealueet
12 - 15	3	Vapaa-ajan alueet
16 - 17	4	Pellot ja viljelemät
18 - 21	5	Laitumet
22 - 23	6	Lehtimetsät
24 - 26	7	Havumetsät
27 - 29	8	Sekametsät
32 - 36	9	Harvapuustoiset alueet
40 - 41	10	Kosteikot
42	11	Avosuot
43	12	Turvetuotantoalueet
46 - 47	13	Vesistöt

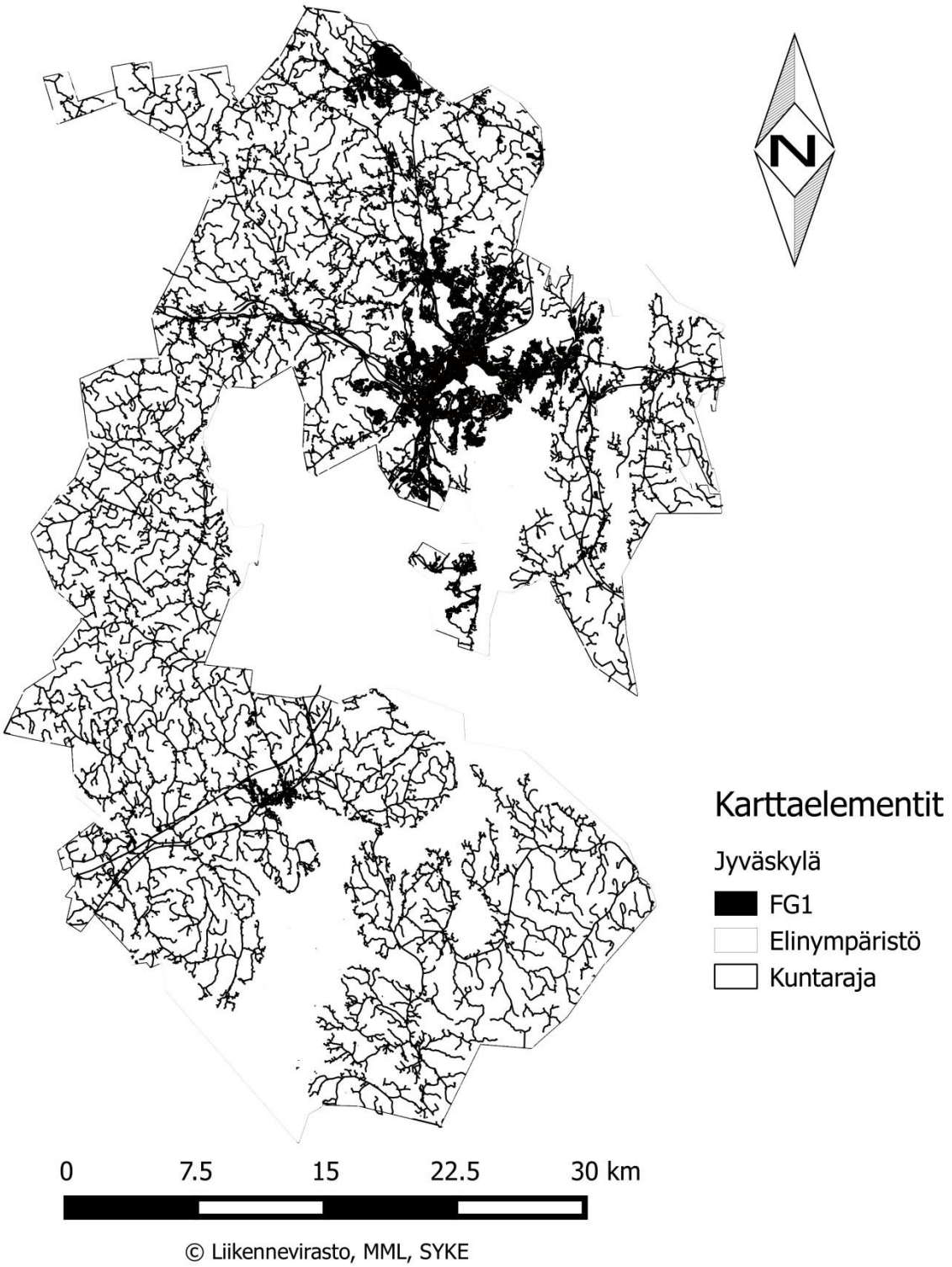
4.4 Aineiston muokkaus laskennan mahdollistamiseksi

Tutkittavina kohdekuntina olivat Jyväskylä ja Hankasalmi (kuva 1). Luonnontilaisuusindeksin menetelmä kehitettiin Jyväskylälle, jonka jälkeen sitä testattiin vertailukunnan (Hankasalmi) avulla. Alueiden rajaus noudatti kuntarajoja (Maanmittauslaitos 2014). Työssä estevaikutuksina käytettiin Jaegerin (2008) kehittämää fragmentaatiogeometrioiden rajausta. Fragmentaatiogeometrioista käytettiin FG1, FG2 ja FG3 (taulukko 1). FG 4 soveltuu alueiden väliseen vertailuun, mutta tässä tutkimuksessa se rajattiin pois tarkastelusta, sillä tavoitteena on kehittää indeksi yhden kunnan alueelle. Jaegerin ym. (2008) ja EEA:n (2011) rajauksen mukaan esteet voidaan jakaa luonnollisiin ja ihmisen tekemiin esteisiin. Luonnolliset esteet voivat olla järviä, lampia tai jokia, mutta myös vuoristoja (Jaeger ym. 2008, EEA 2011). Tässä työssä ei huomioitu vuoristoja, sillä tutkittavan alueen korkeussuhteiden vaihtelu oli luultavasti merkityksetöntä lajien leviämisen kannalta. Ihmisten tekemiä esteitä ovat kaupunki- ja teollisuusalueet, tiet ja rautatiet. Tieluokista on käytetty luokkia 1 – 3 ja luokkaa 5 (taulukko 6).

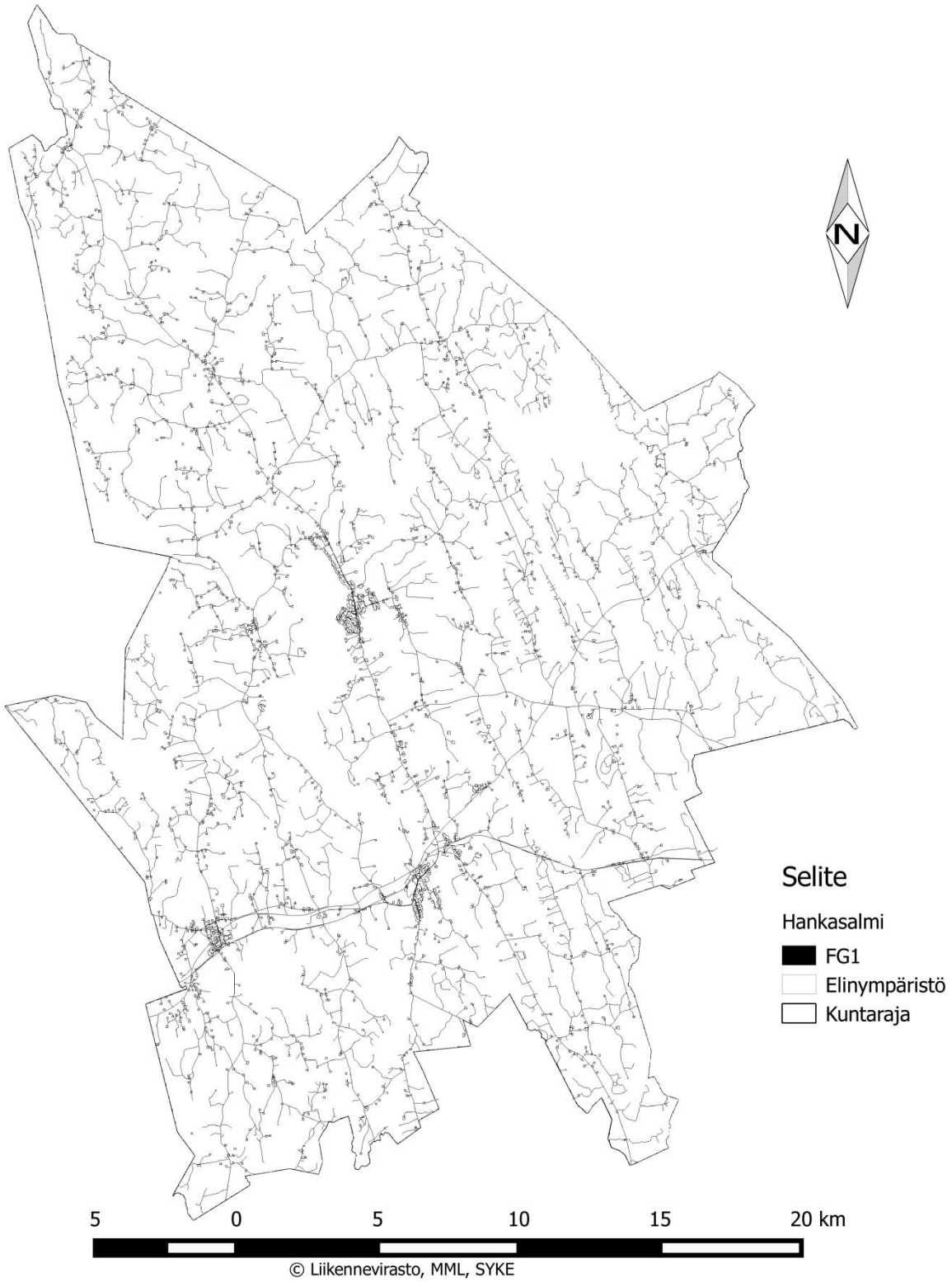
Taulukko 6. Lähtöaineistossa (Digiroad-elementti, Liikennevirasto 2015) tieväylät on luokiteltu kuuteen luokkaan.

Väylätyypin arvo	Tien kuvaus
1	Maantie
2	Katu
3	Yksityistie
4	Kevyen liikenteen väylä
5	Rautatie
6	Lautta

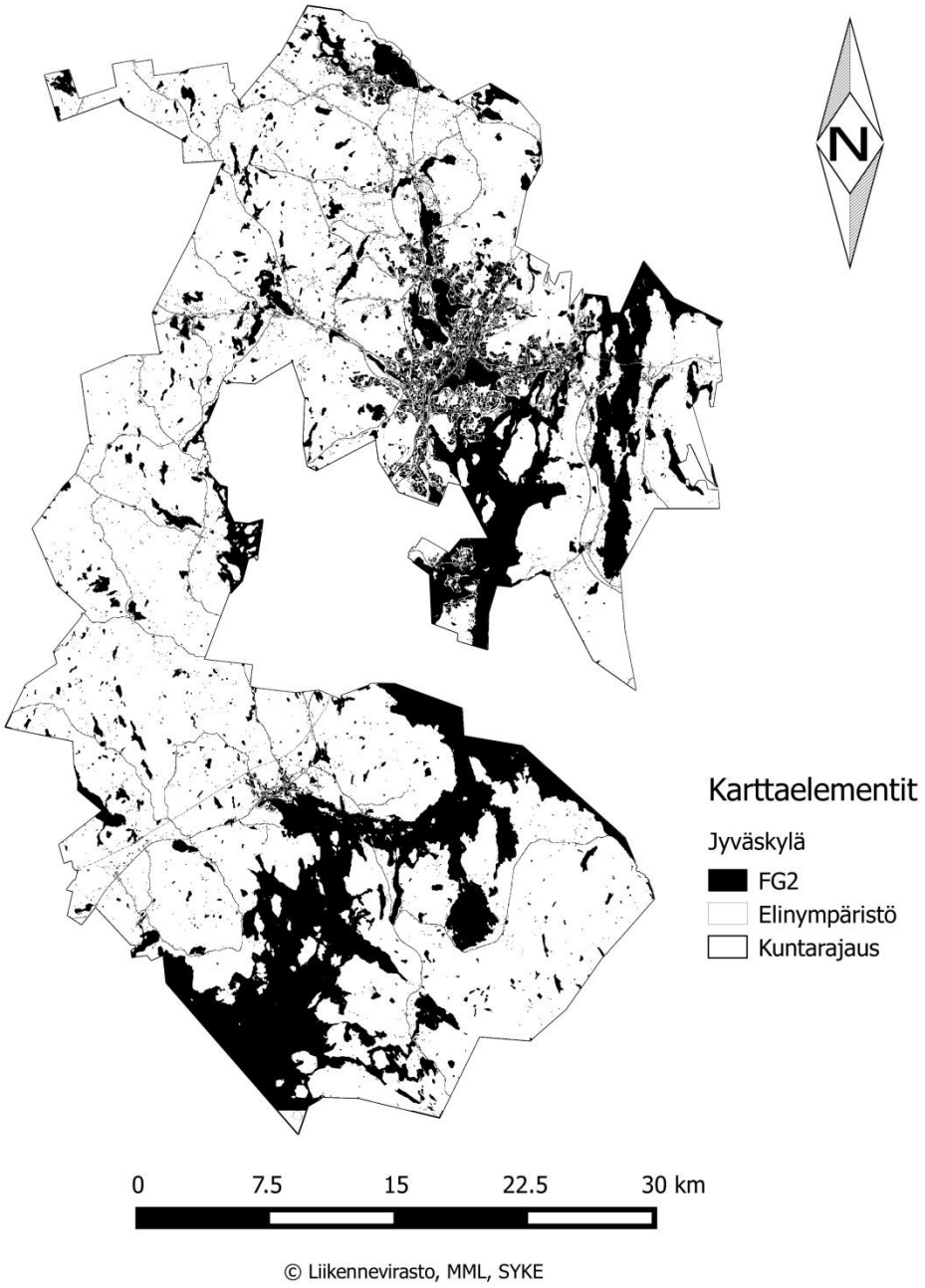
Ladattua paikkatietoaineistoa täytyy usein muokata, jotta se tulisi rakenteeltaan ja ominaisuuksiltaan hyödylliseen muotoon. Tässä työssä lähtöaineistoja olivat rasteri-, vektori- ja viivamuotoiset aineistot (taulukko 4). Corine land cover-rasteriaineistosta (SYKE 2012b) poimittiin asutus- ja teollisuusalueet, jotka muutettiin vektorimuotoisiksi. Rasteriaineisto muutettiin vektorimuotoisiksi, jotta niiden liittäminen muihin karttatasoihin olisi myöhemmissä työvaiheissa helpompaa. Hallintorajat ja vesistöt olivat monikulmiomuotoista aineistoa, liikenneverkko viivamuodossa. Fragmentaatiogeometriat muodostettiin yhdistämällä monikulmio- ja viivamuotoinen aineisto QGIS-ohjelmalla liitos-työkalun avulla. Muodostetut geometriat rasteroitiin (kuvat 3–8) siten, että elinympäristöt saivat arvon 1 ja fragmentaatiogeometriat, eli esteet, arvon 0. Muodostetuista rastereista laskettiin Fragstats-ohjelmalla m_{eff}, jakautumisindeksi ja laikkujen lukumäärä. Tarkemmat työvaiheet on kuvattu liitteessä 1.



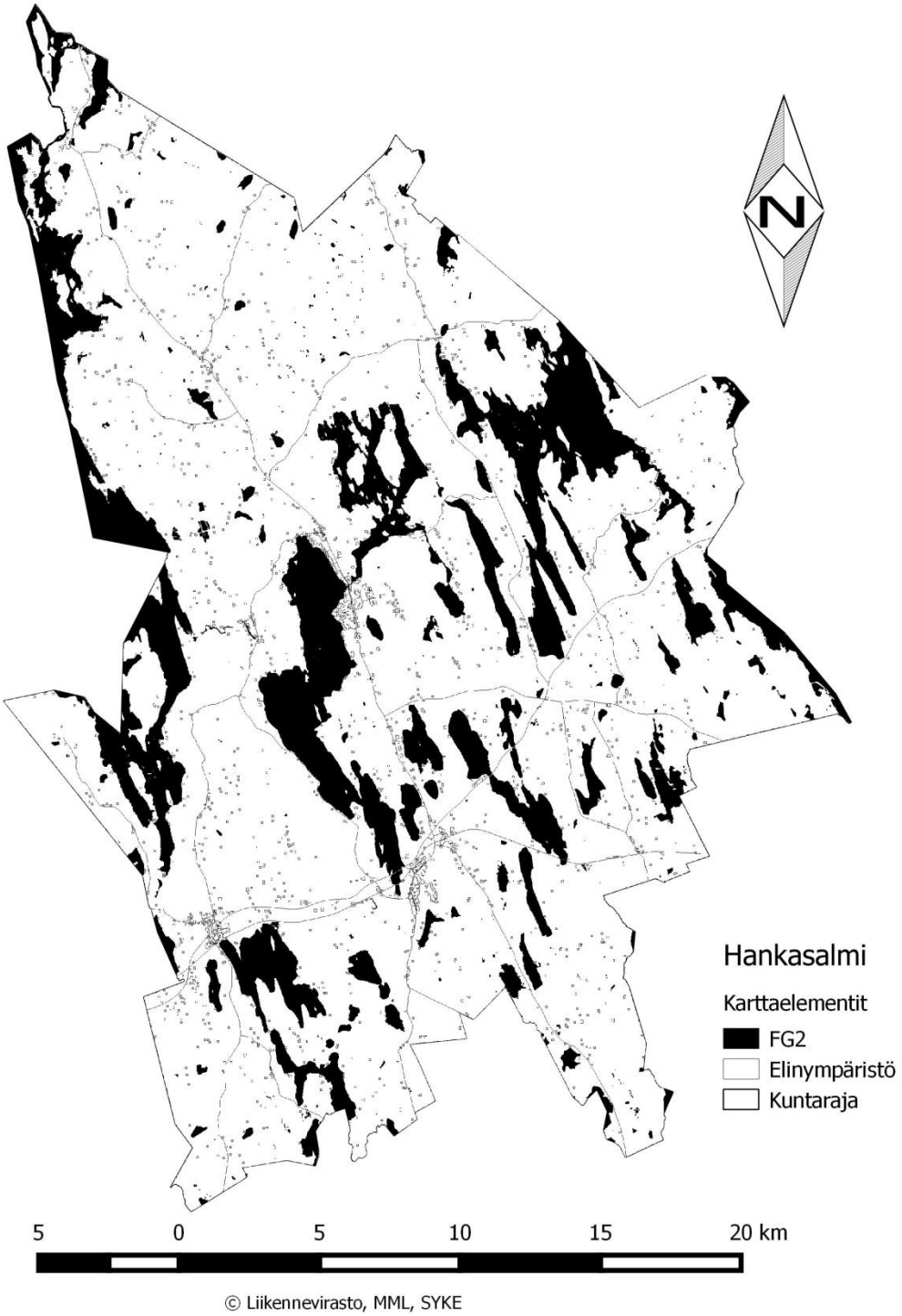
Kuva 3. Jyväskylän pirstoutuminen fragmentaatiogeometrialla 1. FG 1 sisältää asutuksen ja teollisuusalueet sekä tieluokan 1–3 tiet ja rautatiet.



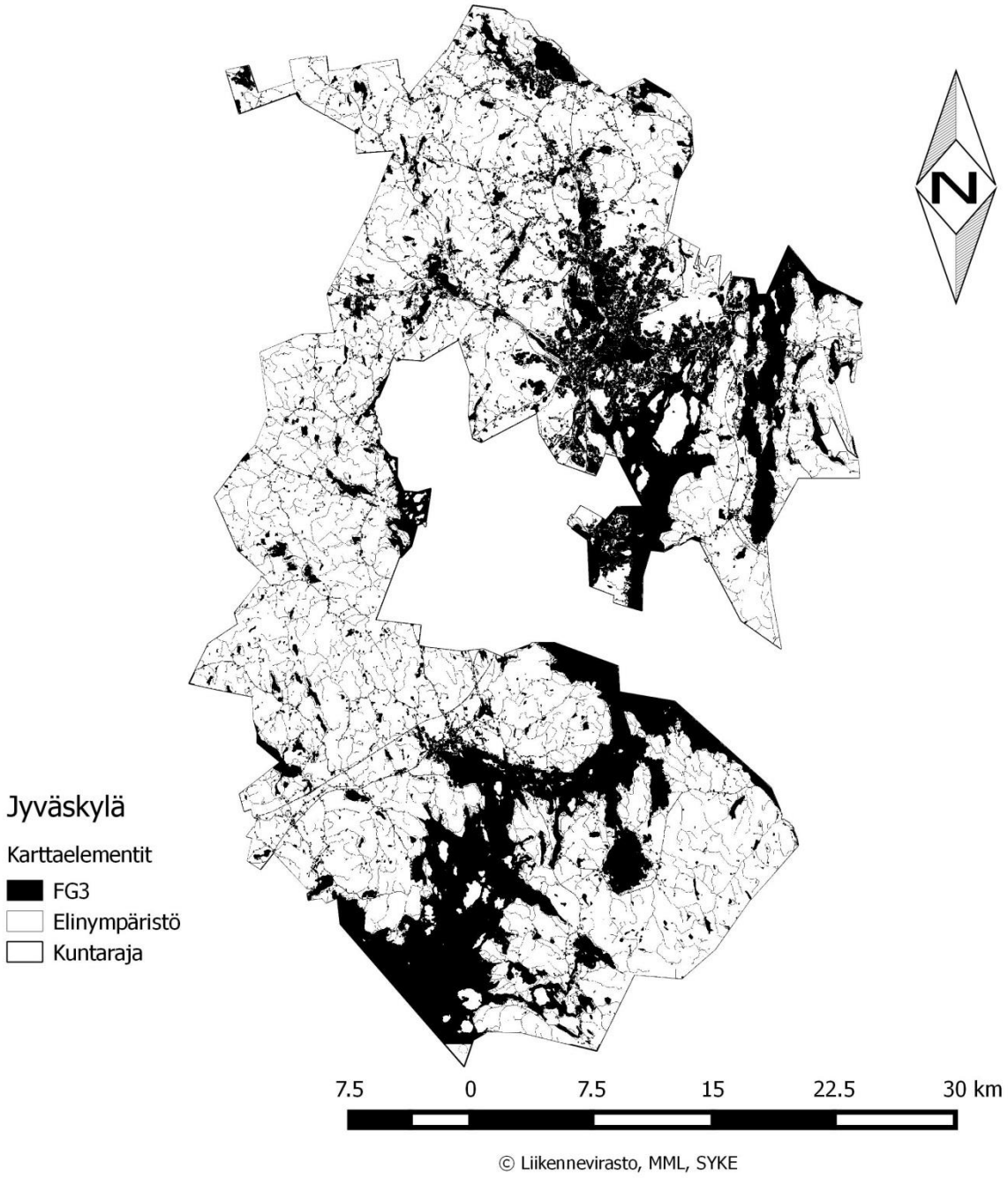
Kuva 4. Hankasalmen pirstoutuminen fragmentaatiogeometrialla 1. FG 1 sisältää asutuksen ja teollisuusalueet sekä tieluokan 1–3 tiet ja rautatiet.



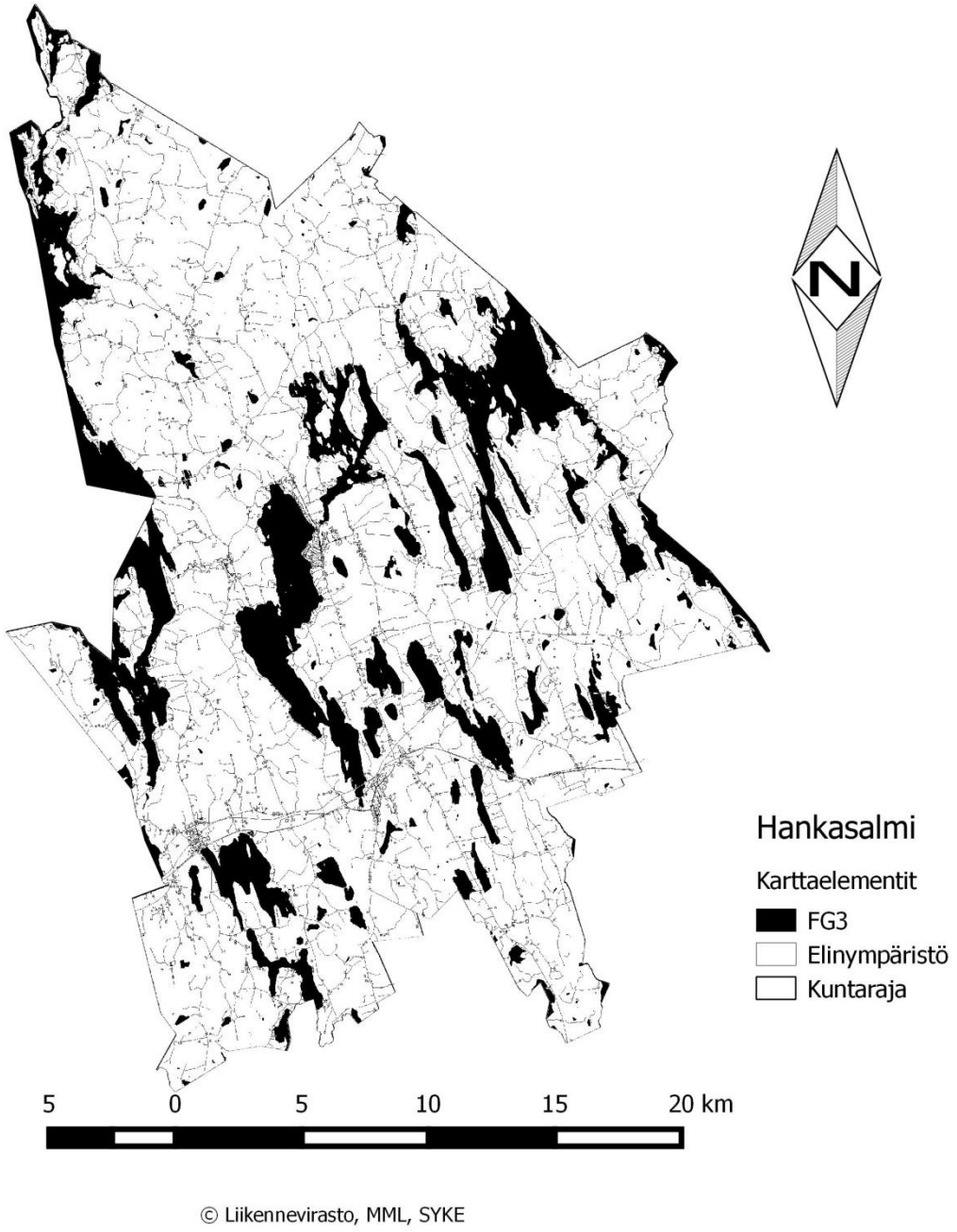
Kuva 5. Jyväskylän pirstoutuminen fragmentaatiogeometrialla 2. FG 2 sisältää asutuksen, teollisuusalueet, tieluokan 1 ja 2 tiet, rautatiet sekä vesistöt.



Kuva 6. Hankasalmen pirstoutuminen fragmentaatiogeometrialla 2. FG 2 sisältää asutuksen, teollisuusalueet, tieluokan 1 ja 2 tiet, rautatiet sekä vesistöt.



Kuva 7. Jyväskylän pirstoutuminen fragmentaatiogeometrialla 3. FG 3 sisältää asutuksen, teollisuusalueet, tieluokkien 1–3 tiet, rautatiet ja vesistöt.



Kuva 8. Hankasalmen pirstoutuminen fragmentaatiogeometrialla 3. FG 3 sisältää asutuksen, teollisuusalueet, tieluokkien 1–3 tiet, rautatiet ja vesistöt.

5. TULOKSET

YVA-selostuksien pohjalta on määritetty YVA-asetuksen mukaisille hankkeille ominaiset vaikutusvyöhykkeet. Vaikutusten leviäminen ja spatiaalinen suuntautuminen ovat riippuvaisia luonnon olosuhteista, mm. maaperästä, korkeusolosuhteista, ilmastosta ja vesien

virtaussuunnasta. Tässä työssä vaikutuksille määritettiin vaihteluväli spatiaalisen ulottuvuuden mukaan (taulukko 2). YVA-selostuksien perusteella tutkituimpia vaikutuksia ovat olleet melu-, ilmanlaatu-, ja vesistövaikutukset. Näitä vaikutuksia ei mallinnettu työssä, sillä ympäristölupa määrittää hankkeen sallitut päästöt, ja ideaaleissa olosuhteissa päästöt jäävät sallittuihin rajoihin.

5.1 Pirstoutumismallinnus

Pirstoutumismallinnuksen perusteella efektiivisen verkoston (m_{eff}) koko pienenee fragmentaatioelementtien lukumäärän lisääntyessä (Taulukko 8). m_{eff} pieneneminen puolestaan kasvattaa jakautumisindeksiä (kaava 1) ja efektiivisen verkoston tiheyttä (s_{eff}) (kaava 4), jotka ovat riippuvaisia efektiivisen verkoston koosta. Jyväskylässä ja Hankasalmella m_{eff} on suurin FG1:ssä ja kutistuu kohti FG3:a. FG1:n ja FG3:n väliset erot johtuvat vesistöjen vaikutuksesta. Jyväskylän pinta-alasta vesistöjen osuus on noin 20,0 % ja Hankasalmen pinta-alasta noin 16,9 %. Erot FG2:n ja FG3:n välillä johtuvat tieluokan 3 (yksityistie) fragmentoivasta vaikutuksesta.

Taulukko 7. Jyväskylän ja Hankasalmen efektiivinen verkosto (m_{eff}), efektiivisen verkoston tiheys (s_{eff}), jakautumisindeksi (S) sekä elinympäristölaikkujen lukumäärä eri fragmentaatiogeometrioiden (FG) mukaisesti.

	FG1		FG2		FG3	
	JKL	HS	JKL	HS	JKL	HS
Kunnan pinta-ala (km^2)	1463,16	687,34	1463,16	687,34	1463,16	687,34
Efektiivisen verkoston koko (m_{eff}) (km^2)	448,53	337,80	224,68	223,89	180,69	216,98
Efektiivisen verkoston tiheys (s_{eff})	2,23	2,96	4,45	4,47	5,53	4,61
Jakautumisindeksi (S)	3,26	2,03	6,51	3,07	8,10	3,17
Laikkujen lukumäärä	3753	1476	1237	1652	1914	5053

Jyväskylässä tieverkosto aiheuttaa suurimman pirstoutumisvaikutuksen, jos tarkastellaan vain laikkujen lukumäärää FG2:n ja FG3:n välillä. Kun FG3:n sisältämät luokan 3 tiet lisätään FG2:een, laikkujen lukumäärä lisääntyy 3816 kappaleella, joka on kokonaislaikkumäärästä (FG3) 76 prosenttia ([FG3-FG2]/FG3 * 100). Sen sijaan ero laikkujen lukumäärässä FG3:n ja FG1:n välillä johtuu vesistöjen fragmentoivasta vaikutuksesta. Laikkujen

lukumäärä lisääntyy FG1:stä FG3:een 1300 laikulla, joka on 26 prosenttia laikkujen (FG3) kokonaismäärästä. Hankasalmella vesistöjen fragmentoiva vaikutus on tieverkoston vaikutusta suurempi. Vesistöt lisäävät laikkujen lukumäärää 438:lla eli 26 prosenttia. Luokan 3 tiet aiheuttavat 262 laikun lisäyksen eli 14 prosenttia.

Pirstoutumisen todellista määrää kuvaa parhaiten m_{eff}, s_{eff} ja jakautumisindeksi (S). Efektiivisen verkoston koon (FG1 ja FG2) kautta tarkasteltuna Hankasalmen ympäristö on pirstoutuneempi kuin Jyväskylän (taulukko 7). FG3 kuvaa alueen todellista pirstoutumista, sillä se sisältää kaikki luonnolliset ja ihmistoimintojen aiheuttamat fragmentaatioelementit. FG3:n (m_{eff}) kautta tarkasteltuna Jyväskylä on Hankasalmea pirstoutuneempi. Jakautumisindeksi soveltuu alueiden väliseen vertailuun, sillä se suhteuttaa pirstoutuneen alueen koon tutkimusalueen kokoon (kaava 1). Tämän kautta Jyväskylä (S = 8,10) on 2,56 kertaa pirstoutuneempi kuin Hankasalmi (S = 3,17). Efektiivisen verkoston koko ja tiheys kuvaavat jäljelle jäävää fragmentoitumatonta aluetta. Jyväskylässä ja Hankasalmella vesistöt aiheuttavat suurimman lisäyksen pirstoutumiseen (taulukko 7).

Taulukosta 8 ilmenee, että fragmentaatioelementtien lisäys pienentää efektiivisen verkoston kokoa. Jos FG3:a vertaa FG1:teen vesistöt pienentävät 59,7 prosenttia efektiivisen verkoston kokoa Jyväskylässä ja 35,8 % Hankasalmella.

Taulukko 8. Fragmentaatioelementtien lisäyksen suhteellinen osuus alkuperäisestä fragmentaatiogeometriasta. FG1 = tieverkosto, FG2 = tieluokat 1, 2 ja 5 + vesistöt, FG3 = tieluokat 1–3 ja 5 + vesistöt. Asutus- ja teollisuusalueet sisältyvät kaikkiin geometrioihin.

	Jyväskylä	Hankasalmi
m_{eff} FG3 / FG1	40,3 %	64,2 %
m_{eff} FG3 / FG2	80,4 %	96,9 %

5.2 Tieverkoston vaikutukset

Luokan 3 teiden lisäys pienentää Jyväskylän efektiivistä verkostoa 19,6 %, mutta Hankasalmella teiden osuus on pieni, vain 3,1% (Taulukko 8). Taulukko 9 ja kuvat 10 & 12 kuvaavat liikenteen vaikutuksen alaisen luonnonympäristön määrää puskurivyöhykkeillä 50 m, 100 m, 150 m ja 200 m.

Taulukko 9. Tieverkoston ja liikenteen vaikutusten alueellinen rajautuminen eri vaikutusvyöhykkeiden mukaisesti.

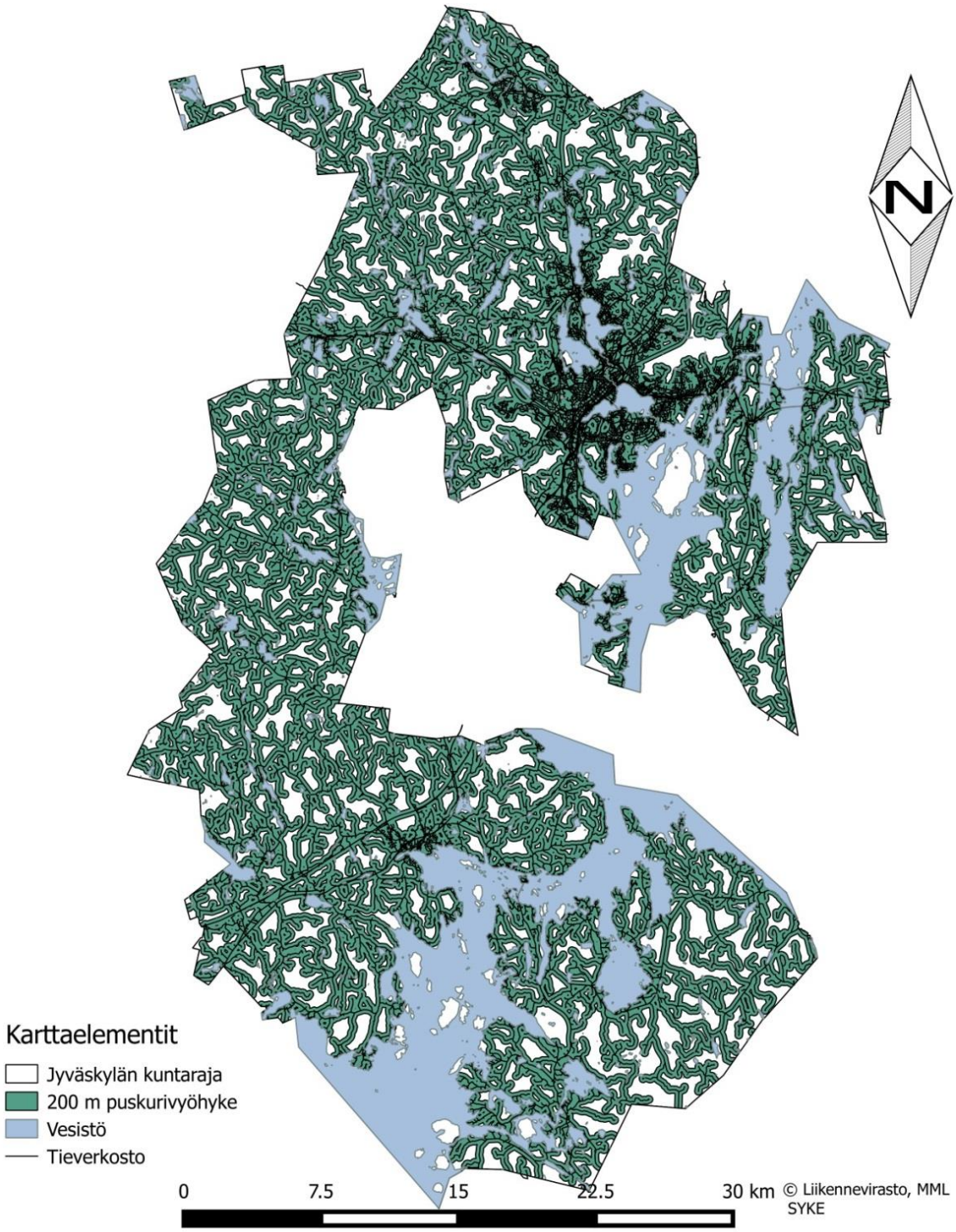
Puskurivyöhykkeen (PV) leveys (m)	50		100		150		200	
	JKL	HS	JKL	HS	JKL	HS	JKL	HS
PV:n pinta-ala (km^2)	321,08	133,29	538,01	240,86	708,58	326,44	841,36	394,11
PV:n osuus kunnan pinta-alasta (%)	21,94	19,39	36,77	35,04	48,43	47,49	57,50	57,34
PV:n osuus kunnan maapinta-alasta (%)	27,42	23,31	45,95	42,13	60,52	57,10	71,86	68,94

Vaikutusvyöhykkeet on laskettu erikseen suhteutettuna kunnan maapinta-alaan ja kokonaispinta-alaan. Maapinta-ala on huomioitu tarkastelussa erikseen, sillä liikenteen vaikutuksia maakasvillisuuteen on selvitetty aiemmissa tutkimuksissa. Puskurivyöhykkeen leveyden kasvaessa myös sen pinta-ala kasvaa. Kapeimmillaan puskurivyöhykkeen (*PV*) osuus kunnan pinta-alasta Jyväskylässä on 21,94 % ja leveimmillään 57,50 %. Osuus maapinta-alasta on hieman suurempi, 27,42 % – 71,86 %. Kuvissa 9 ja 10 on esitetty puskurivyöhykkeet Jyväskylässä. Kuvista voi silmämääräisestikin havaita, että tieverkoston vaikutusvyöhyke on leveimmillään yli puolet kunnan pinta-alasta. Hankasalmella tieverkoston puskurivyöhykkeen osuus on samaa suuruusluokkaa kuin Jyväskylässä: 19,39–57,34 % kunnan pinta-alasta ja 23,31–68,94 % maapinta-alasta (Taulukko 9). Kuvissa 11–12 on esitetty puskurivyöhyke Hankasalmen tieverkostolle.

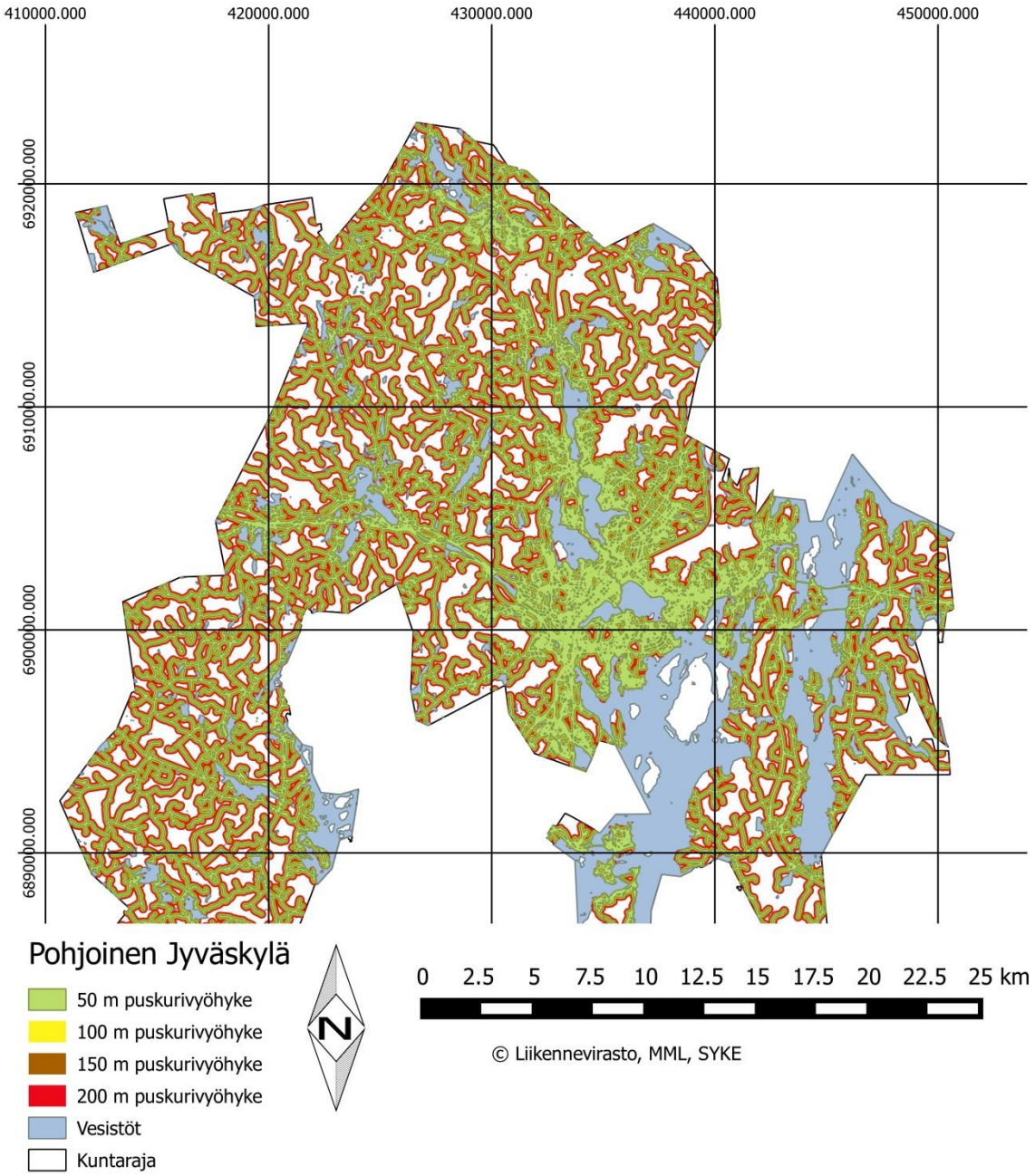
Taulukossa 10 on listattu puskurivyöhykkeistä vapaan alueen (kuvat 9–12) eli luonnontilaisen kaltaisen alueen maanpeitteisyys. Suuri osa tästä alueesta on molemmissa kunnissa vesistöä: Jyväskylässä 45,8 % ja Hankasalmella 37,9 %. Seuraavaksi eniten on havumetsiä, sekametsiä ja harvapuustoisia alueita. Lehti-, havu- ja sekametsien osuus on Jyväskylässä yhteensä 43,4 % ja Hankasalmella 44,7 %.

Taulukko 10. Puskurivyöhykkeestä (200 m) vapaan ympäristön maanpeitteisyys.

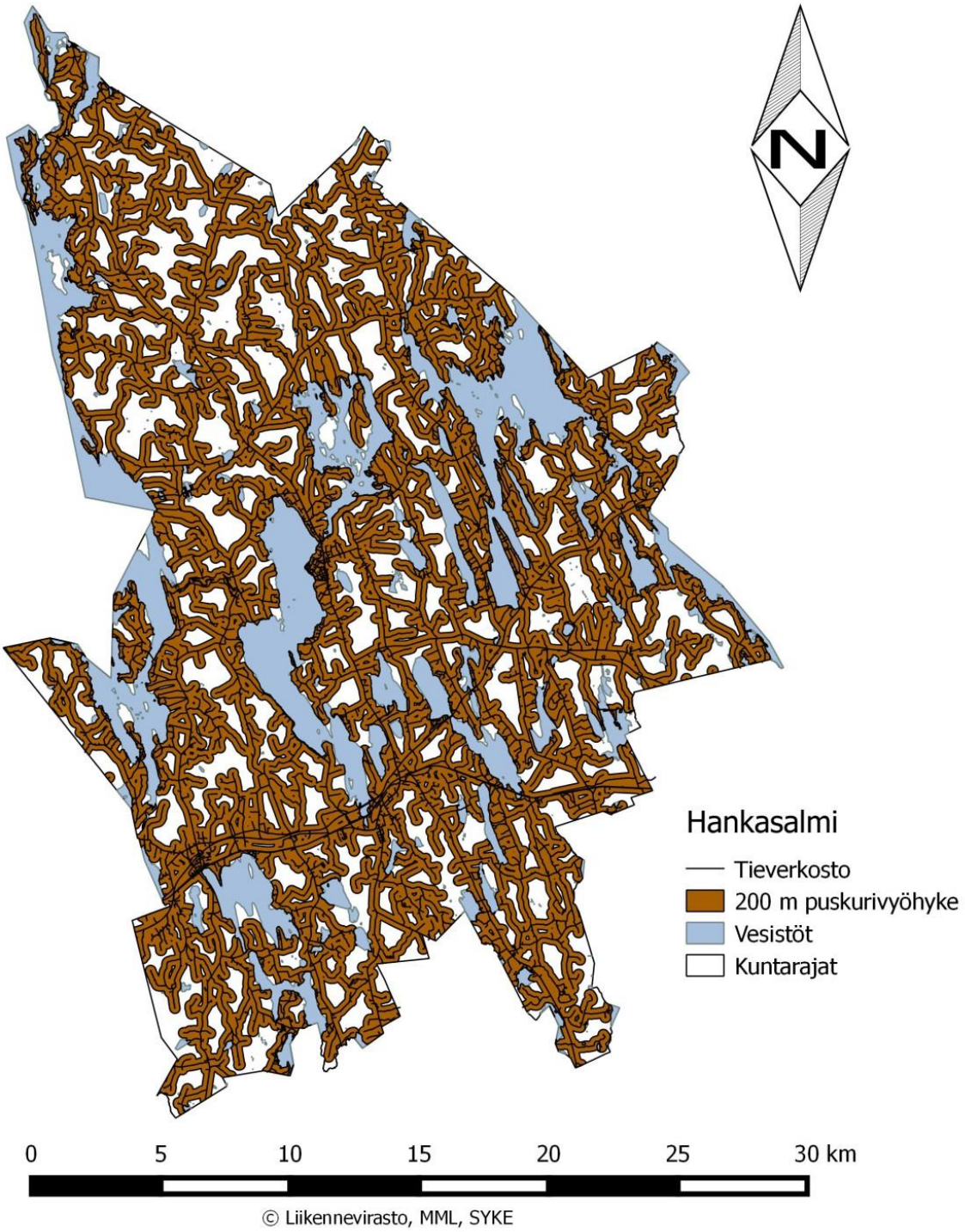
Maanpeite	Jyväskylä (km2)	Hankasalmi (km2)	Jyväskylässä osuus luonnontilaisesta	Hankasalmella osuus luonnontilaisesta
Laitumet	0,75	0,05	0,13 %	0,02 %
Pelto & puutarha	9,69	12,52	1,73 %	4,75 %
Lehtimetsät	10,85	8,10	1,94 %	3,07 %
Havumetsät	167,01	74,21	29,87 %	28,15 %
Sekametsät	64,95	35,55	11,62 %	13,49 %
Harvapuustoiset alueet	37,95	22,47	6,79 %	8,52 %
Kosteikot	8,74	5,03	1,56 %	1,91 %
Avosuot	2,68	1,96	0,48 %	0,74 %
Turvetuotantoalueet	1,06	3,96	0,19 %	1,50 %
Vesistöt	256,20	99,83	45,82 %	37,87 %
Yhteensä	559,11	263,63	100,00 %	100,00 %



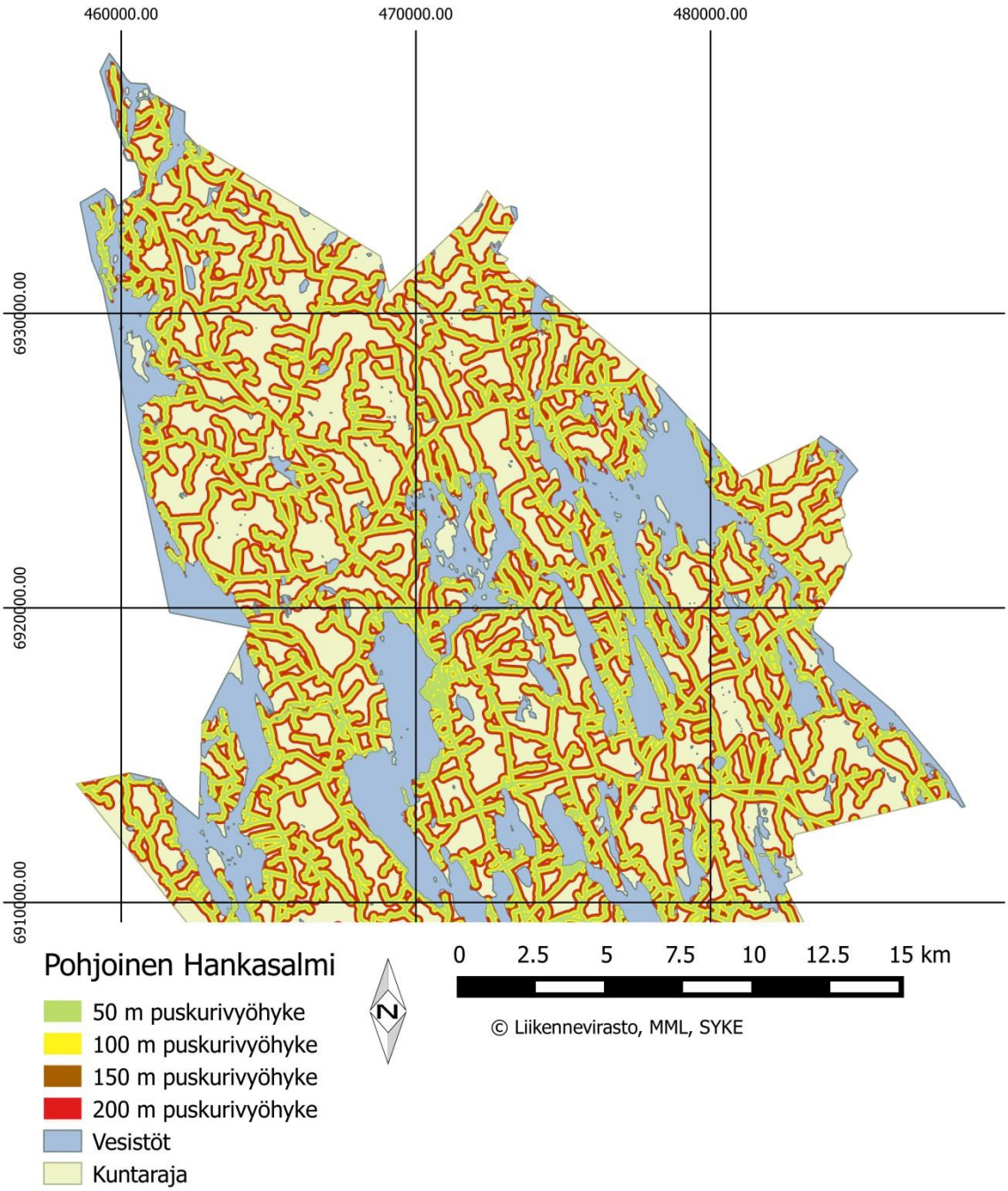
Kuva 9. Jyväskylän tieverkoston 200 m:n vaikutusvyöhyke. Kuntarajojen sisälle jäävät valkoiset alueet ovat reunavaikutuksesta vapaita elinympäristöjä.



Kuva 10. Tieverkoston vaikutusvyöhykkeet (50 m, 100 m, 150 m ja 200 m) Jyväskylän pohjoisosissa. Kuntarajojen sisälle jäävät valkoiset alueet ovat reunavaikutuksesta vapaita elinympäristöjä.



Kuva 11. Hankasalmen tieverkoston 200 m:n vaikutusvyöhyke. Kuntarajojen sisälle jäävät valkoiset alueet ovat reunavaikutuksesta vapaita elinympäristöjä.



Kuva 12. Tieverkoston vaikutusvyöhykkeet (50 m, 100 m, 150 m ja 200 m) Hankasalmen pohjoisosissa. Kuntarajojen sisälle jäävät valkoiset alueet ovat reunavaikutuksesta vapaita elinympäristöjä.

5.3 Indeksin kehitys

Tulosten perusteella indeksin kehittämiseen valittiin jakautumisindeksi (*S*) ja tieverkoston puskurivyöhykkeen 200 m pinta-ala. *S* mahdollistaa efektiivisen verkoston koon vertailun kunnan kokonaispinta-alaan. Efektiivisen verkoston tiheys (s_{eff}) ei huomioi samalla tavalla

kunnan pinta-alaa, vaan se on verrannollinen tarkkailupinta-alaan (1000 km^2). Luku 1 jaetaan *S*:llä, jotta *S* kuvaisi pelkästään luonnontilaisen kaltaisen alueen osuutta. Puskurivyöhyke 200 m kuvaa todellisesti luonnontilaisesta heikentynyttä luonnonympäristöä. Puskurivyöhykkeen osuus maapinta-alasta vähennetään luvusta 1, jolloin saadaan selville luonnontilaisen kaltaisen alueen määrä. Maapinta-ala valittiin vertailukohteeksi, sillä liikenteen vaikutukset kohdistuvat eniten maaekosysteemeihin. Taulukon 8. perusteella indeksistä jätettiin pois laikkujen lukumäärä, sillä se ei kuvaa pirstoutumista yhtä hyvin kuin muut mittarit (Roch & Jaeger 2014).

Kaava luonnontilaisuusindeksin laskemiseksi on:

$$N = \frac{1}{S_{FG3}} * \left[1 - \left(\frac{\text{Tieverkoston puskurivyöhykkeen pinta-ala (200 m) (km}^2\text{)}}{\text{Kunnan maapinta-ala (km}^2\text{)}}\right)\right]$$

Jossa:

N = luonnontilaisuusindeksi

S_{FG3} = kunnan jakautuneisuusindeksi

Indeksi saa lukuarvoja 0:n ja 1:n väliltä. Täysin luonnontilainen alue saa indeksiluvun 1, joka tarkoittaa, että alue ei ole lainkaan pirstoutunut ja alueella ei ole tieverkoston vaikutuksille altistunutta ympäristöä. Tällä tavalla laskettuna Jyväskylän indeksiluvuksi tulee N=0,034 ja Hankasalmen indeksiluvuksi N=0,098, jolloin Hankasalmen luonto on luonnontilaisempaa kuin Jyväskylän luonto.

6. TULOSTEN TARKASTELU

Efektiivisen verkoston koko (m_{eff}), tiheys (s_{eff}) ja jakautumisindeksi (*S*) kuvaavat ympäristön pirstoutumista. Efektiivinen verkosto kuvaa yhtenäisten elinalueiden määrää tietyn tarkastelualueen sisällä (Jaeger 2000). M_{eff} on käytössä useissa ympäristöntarkkailuohjelmissa, mm. Sveitsissä, Saksassa, Etelä-Tirolissa, Kaliforniassa, Baden-Wurttembergissä sekä osana nk. Singaporen indeksiä (Cities Biodiversity Index, *CBI*) (CBI 2009, EEA 2011, Roch & Jaeger 2014). Jyväskylässä efektiivisen verkoston koko (m_{eff} FG3) on 180,69 km^2 ja efektiivisen verkoston tiheys (S_{eff}) 5,53. Hankasalmella m_{eff} FG3 on 216,98 km^2 ja S_{eff} 4,61 (taulukko 8). Aiemmin tehdyssä tutkimuksessa Keski-Suomen m_{eff}-

laskennan (FG B2, joka on sama kuin tässä FG3) tulos oli 123,48 km^2 ja S_{eff}-laskennan mukaisesti 8,10/1000 km^2 (EEA 2011). M_{eff}-laskennan tulos koko Suomen alueella oli 1443,39 km^2 ja S_{eff} 0,69/1000 km^2 (EEA 2011). Keski-Suomessa on aiemman tutkimuksen mukaan siis osoitettu, että efektiivinen verkosto on pienempi kuin tässä tutkituissa kunnissa (EEA 2011). Vertailu Jyväskylän ja Hankasalmen välillä tukee Zhu ym. (2006) johtopäätöstä, että ihmistoimintojen vaikutukset vähenevät siirryttäessä kaupunkikeskustasta maaseudulle päin. Ympäristön pirstoutuminen on riippuvaista teiden tiheydestä ja se on suurinta kaupunkikeskuksissa (Zhu ym. 2006). Kuitenkin on huomioitava, että uusien teiden rakentaminen kaupunkialueille lisää pirstoutumista vähemmän kuin vastaavien rakenteiden rakentaminen maaseudulle (Roch & Jaeger 2014).

Pirstoutumismallinnus FG 3 kuvaa seudullisella tasolla ilmenevää ympäristön todellista pirstoutumista. Kuitenkin kunnan reuna-alueilla m_{eff}-malli saattaa aiheuttaa vääristymän tuloksiin, sillä elinympäristöt voivat jatkua kuntarajan yli. Kuntaraja siis aiheuttaa ”keinotekoista” pirstoutumista ympäristöön. CBC-menetelmällä tuloksen luotettavuus voisi parantua (Moser ym. 2007). Efektiivisen verkoston koon perustella voidaan arvioida lajien selviytymismahdollisuuksia, jos tunnetaan lajin elintila- ja reviirivaatimukset eri kehitysvaiheissa ja eri vuodenaikoina, ja ne on huomioitu laskennassa. Jos lajin tarvitsema minimilaikkukoko on efektiivistä verkostoa pienempi, laji todennäköisesti selviytyy alueella (Treweek 1999). Laikkujen lukumäärä ei pelkästään riitä kuvaamaan ympäristön pirstoutumista, sillä se ei huomioi laikkukokoja eikä pirstoutumiselementtien lisäystä, kuten taulukko 7 osoittaa. Samaan johtopäätökseen ovat päätyneet myös Roch & Jaeger (2014).

Luonnontilaisuusindeksin toimivuutta olisi hyvä testata vielä jossain tiheään asutussa kunnassa, esim. Helsingissä, jotta voitaisiin Suomen oloissa osoittaa indeksin saamien lukuarvojen vaihteluväli. EEA:n (2011) tutkimuksessa Pariisi oli Euroopan kaupungeista pirstoutunein, sen s_{eff} arvo oli 102 511 / 1000 km^2, ja m_{eff} 0,1 km^2 (EEA 2011). Luonnontilaisuusindeksi Pariisille saisi siis hyvin suuria arvoja. Nykyisellä laskentatavalla luonnontilaisuusindeksi kuvaa alueen pirstoutumista ja luonnontilaisen kaltaisen alueen määrää. Se ei kuitenkaan huomioi elinympäristöjen vaihtelevuutta, esim. kasvupaikkoja, elinympäristötyyppejä tai kasvilajeja. Indeksin monipuolistamiseksi siihen tulisi tulevaisuudessa liittää uusia luonnontilaisuuden mittareita, kuten uhanalaisten luontotyyppien määrä ja suojelutaso, luonnonsuojelualueiden määrä, alueella tavatut kasvi- ja eliölajit, metsien ikä, lahopuun määrä ja hiljaisten alueiden määrä. Nykyisellään indeksi on helppolukuinen pelkistys pirs-

toutumattomasta luonnontilaisen kaltaisesta alueesta. Sen tarkoituksena ei ole kuvata luonnon monimutkaisia ekologisia prosesseja eikä ympäristön laadun tai biodiversiteetin vaihtelevuutta. Indeksin kehittäminen voisi olla tulevaisuudessa järkevää siten, että suurin painoarvo olisi alueilla, joihin tien reunavaikutus ei ulotu ja näiden alueiden luontoarvoilla. YVA-hankelistan hankkeiden sisällyttäminen indeksiin olisi hankalaa, sillä usein YVA-menettelyn kautta toteutettuja hankkeita on vain vähän kunnan alueella, ja ne luultavasti edustavat vain murto-osaa kunnan kokonaispinta-alasta. Siksi näiden hankkeiden lisäys indeksiin ei vaikuttaisi suuresti sen lopputulokseen.

Tieverkostolle luodun puskurivyöhykkeen (kuvat 9–12) alle jäävä ympäristö on reunavaikutteista ympäristöä, joka on ominaisuuksiltaan muuttunut luonnontilaisesta. Liikenteen vuoksi kasveihin ja maaperään kerääntyy raskasmetalleja, typen oksidit muuttavat kasviyhteisöjä, ja pienilmasto sekä lintuyhteisöjen rakenne muuttuu (taulukko 4) (Saunders ym. 1991, National Research Council 2005, EEA 2011). Tätä aluetta ei voida enää kutsua luonnontilaiseksi. Puskurivyöhyketarkasteluun on valittu 200 m, sillä kasviyhteisöt muuttuvat 200 metriin asti typen oksidien (NO_x) vaikutuksesta ja lintujen pesintä vaikeutuu sekä liikenteen melun että valojen vaikutuksesta (National Research Council 2005).

EEA:n (2011) laskennassa tieverkostolle on määritetty tieluokittain puskurivyöhykkeet, jotka kuvaavat tien todellista leveyttä. Näiden leveys vaihteli 4–30 m välillä (EEA 2011). Kuvissa 3–8 tieverkoston kapeimmat kohdat ovat noin 15 m ja leveimmät 37 m. Tämä aiheuttaa pienen vääristymän tulosten vertailussa. Jyväskylässä tieverkoston pituus on 4092 km ja Hankasalmella 1469 km (Liikennevirasto 2015). Tässä tutkimuksessa ei ole huomioitu voimalinjoja pirstoutumiselementteinä. Voimalinja-aukeat ovat kuitenkin leveitä, noin 46–66 m (FCG 2010, Sito 2012). Jos niitä hoidetaan, ne voivat toimia esim. keto- ja niittykasvillisuuden saarekkeina, mutta hoitamattomina ne heikentävät luonnon monimuotoisuutta (Heliölä & Pöyry 2008). Tulevissa pirstoutumismallinnuksissa kannattaisi huomioida myös voimalinjojen vaikutukset yhtenäisiin elinalueisiin.

Puskurivyöhyketarkastelun perusteella alueet, joihin pirstoutumiselementtien reunavaikutus ei ulotu, ovat luonnontilaisen kaltaisia. Niillä alueilla rakennettu ympäristö ei vaikuta alueen luontoarvoihin esim. reunavaikutuksen kautta. Todellisen tilanteen ymmärtämiseksi olisi tutkittava, mitä ominaisuustietoja alueet sisältävät, ja ovatko alueet ihmistoiminnan muokkaamaa esim. tehometsä- tai tehomaatalousalueita. Jyväskylässä puskurivyöhykkeistä

vapaista alueista on metsiä 43,4 % ja Hankasalmella 44,7 %. Vesistöjen osuus on samaa suuruusluokkaa: Jyväskylässä 45,8 ja Hankasalmella 37,9 %. Maatalousalueiden osuus on Jyväskylässä noin 1,9 % ja Hankasalmella 4,8 % (taulukko 11). Begon ym. (1996) mukaan olennaista puskurivyöhyketarkastelussa on, että kyseiset alueet toimivat saaristomaantieteen teorian perusteella saarina, joilta ja joille voi tapahtua kolonisaatiota ja dispersiota. Tällöin saaren pinta-ala, elinympäristöjen monimuotoisuus ja saaren etäisyys (saavutettavuus) muista saarista vaikuttavat alueella esiintyvään lajimäärään. Populaatioiden kokoon vaikuttaa elinympäristön resurssit ja kantokyky. Tyypillisesti suuret populaatiot ovat vastustuskykyisempiä ympäristön muutoksille. Jos reunavaikutuksesta vapaita alueita liitetään mukaan suojeluohjelmiin, ne säilyttävät ja lisäävät monimuotoisuutta sukkessiokehityksen edetessä (Begon ym. 1996). Tämä puolestaan voi vahvistaa populaatioita. Metapopulaatioteorian kannalta on olennaista, ettei ihmistoiminta hävitä lajeja edes paikallisesti, sillä maailmanlaajuinen sukupuutto johtuu lopulta paikallisista sukupuutosta (Begon ym. 1996).

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Yhdyskuntasuunnittelun kannalta olisi tärkeää, että uusien toimintojen sijoittamista luonnontilaisille tai luonnontilaisen kaltaisille alueille ja niiden läheisyyteen vältetään, jottei alueen luonnontilaisuutta vaaranneta. Erityisesti uusien tielinjausten osalta tulisi välttää rakentamista neitseellisille alueille, jotta ympäristön pirstoutuminen ei lisääntyisi, eikä teiden reunavaikutukset heikentäisi ympäristön laatua. Tämän tarkastelun kautta luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset alueet voisivat toimia suunnittelussa monimuotoisuusytiminä, joissa voidaan ylläpitää ja hoitaa lajistoa. Suomen uhanalaisista lajeista suurin osa elää ensisijaisesti metsäekosysteemeissä. Koska myös suurin osa tieverkoston puskurivyöhykkeestä vapaista maa-alueista on metsiä, puskurivyöhyketarkastelun perusteella näille alueille voitaisiin kohdistaa suojelutoimenpiteitä metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi.

KIITOKSET

Haluan kiittää Pro Gradun ohjaajia Elisa Valliusta ja Lotta Jaakkolaa kommenteista, ohjeistuksesta, neuvoista, uusista näkökulmista ja kannustuksesta, Anssi Lensua indeksiin liittyvistä kommenteista, vanhempiani taloudellisesta avusta ja Maiaa kärsivällisyydestä ja ymmärtäväisyydestä koko prosessin aikana.

LÄHDELUETTELO

AIRIX Ympäristö. 2012: Berner Oy Heinäveden laitoksen ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BCD1756A1-800E-4F2B-BAE7-471BD046BCEE%7D/57009

Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996: Ecology: individuals, populations and communities. 1068 p. – Blackwell Science, Oxford, UK.

Bowman J, Cappuccino N & Fahrig, L. 2002: Patch size and population density: the effect of immigration behavior. – Conserv. Ecol. 6:9. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.consecol.org/vol6/iss1/art9

CBI. 2009: User's manual for the city biodiversity index. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://www.cbd.int/doc/groups/cities/user-manual-singapore-index-2009-11-21-en.pdf

Collinge, S., K. 2009: Ecology of fragmented landscape. – The Johns Hopkins University Press, Baltimore, US.

COM. 2015: Komission kertomus neuvostolle ja Euroopan parlamentille. COM 219 Final. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0219&from=EN

Componenta. 2008: Valimon tuotannon laajennushanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Componenta Suomivalimo Oy. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BA2543FE3-CC81-4B1B-97EB-E3087C0C005B%7D/41651

Corry, C.C. 2004: Characterizing fine-scale patterns of alternative agricultural landscapes with landscape pattern indices. 591 – 608 p. – Landscape ecology 20.

EEA. 2011: Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. No 2/2011. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe/at_download/file

ENVIRON. 2014: Märkälujahartsin ja selkeytyksen apuaineen tuotannon siirtäminen Kemiran Vaasan toimipisteestä Sastamalaan. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. ENVIRON Corporation Finland Oy. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B39ECD4CA-3785-4134-9491-48DB523BD086%7D/100771

Fahrig, L. 2003: Effects of habitat fragmentation on biodiversity. – Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 34: 487-515. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.montana.edu/hansenlab/documents/bio515_13/farhig%202003.pdf

FCG. 2010: Ympäristövaikutusten arviointiselostus 400 kV voimajohtohankkeessa. FCG Finnish Consulting Group Oy. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B613612B7-7C86-42E5-8B49-0E5DE1C7F5BA%7D/92794

FCG 2014: Mikonkeitaan tuulivoimapuisto. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. FCG Finnish Consulting Group Oy. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B2A3D1882-5720-44D1-9452-E02C34761D22%7D/98116

Foden, W. B., Mace, G.M., Vié J-C., Angulo, A., Butchart, S.H.M., DeVantier, L., Dublin, H.T., Gutsche, A., Stuart, S.N. & Turak, E. 2009: Species susceptibility to climate change impacts. Teoksessa: Viè, J.C., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N (toim.), Wildlife in a Changing World: 77 – 87. – IUCN, Gland, Sveitsi. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/RL-2009-001.pdf

Forman, R.T.T. 1995: Land mosaics – The ecology of landscapes and regions. 632 p. Cambridge university press, Melbourne, Australia.

Freudenberger, L., Hobson, P.R., Rupic, S., Pe'er, G., Schluck, M., Sauermann, J., Kreft, S., Selva, N., Ibisch, P.L. 2013: Spatial road disturbance index (SPROADI) for conservation planning: a novel landscape index, demonstrated for the State of Brandenburg, Germany. – Landscape Ecol 28: 1353 – 1369.

Green Fuel Nordic. 2014: Kevätniemen biojalostamo- ja bioterminaalihanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Green Fuel Nordic oy. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Lieksan_Teollisuuskyla_Oyn_biojalostamo_ja_bioterminaalihanke_Lieksa/Lieksan_Teollisuuskyla_Oyn_biojalostamo_%2817509%29

Hanski, I. 1994: A practical model of metapopulation dynamics. Journal of animal ecology 63: 151 – 162. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.helsinki.fi/~ihanski/Articles/J%20Anim%20Ecol%201994%20Hanski.pdf

Hanski, I. 2005: The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss. 299 p. – International ecology institute. Germany.

Heinonen, P., Karjalainen, H., Kaukonen, M. & Kuokkanen, P. 2004: Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus.- Edita Prima Oy.

Heliölä, J. & Pöyry, J. 2008: Niittymäisten johtoaukeiden tunnistaminen kaukokartoitusmenetelmillä. Suomen ympäristö 34 / 2008. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38340/SY34_2008_Niittymaisten.pdf?sequence=1

Huffaker CB. 1958: Experimental studies on predation: dispersion factors and predator-prey oscillations. Hilgardia 27: 343 – 8 Saatavilla www:stä osoitteesta: http://garfield.library.upenn.edu/classics1991/A1991EQ24000001.pdf

Härmä, P., Hatunen, S., Törmä, M., Järvenpää, E., Kallio, M., Teiniranta, R., Kiiski, T. & Suikkanen, J. 2015. GIO Land monitorin 2011 – 2013 in the framework of regulation (EU) No 911/2010. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.syke.fi/download/noname/%7B2D87A112-C054-4A79-BEC2-41F00974EBC0%7D/107966

IEEM (Institute of Ecology and Environmental Management) 2006. Guidelines for ecological impact assessment in the United Kingdom. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.cieem.net/data/files/Resource_Library/Technical_Guidance_Series/EcIA_Guidelines/TGSEcIA-EcIA_Guidelines-Terestrial_Freshwater_Coastal.pdf

Insinööritoimisto Paavo Ristola. 2004: Olkiluodon kaasuturpiinilaitoksen ympäristövaikutusten arviointiselostus. Fingrid Oyj. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BFCDE01B2-2969-448D-A0E6-A47CFC0EA10D%7D/43557

Jaakko Pöyry Group. 2004: Porin lämpövoima Oy. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Porin_Lampovoima_Oy_jatteen_energiahyodyntaminen_Pori/Porin_Lampovoima_Oy_jatteen_energiahyody%2810718%29

Jaakko Pöyry Infra. 2005: Outokumpu Stainless Oy. Tornion tehtaiden eräiden toimintojen laajentaminen. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B63FD9968-B33E-4915-ABF2-74EB139376B0%7D/42664

Jaeger. J. A. G. 2000: Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. – Landscape Ecology 15: 115–130. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.formazione.unimib.it/DATA/personale/PADOA/hotfolder/art/17.pdf

Jaeger, J.A.G., Bertiller, R., Schwick, C., Müller, K., Steinmeier, C., Ewald, K.C. & Ghazoul, J. 2008: Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss monitoring system of sustainable development (MONET). – Journal of environmental Management 88: 737–751. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.researchgate.net/publication/6307485_Implementing_landscape_fragmentation_as_an_indicator_in_the_Swiss_Monitoring_System_of_Sustainable_Development_%28MONET%29

Jantunen, J. 2012: Kiviaineshankkeiden ympäristövaikutusten arviointi. Suomen ympäristö 27/2012. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38737/SY_27_2012_Kiviaineshankkeiden_ymparistovaikutusten_arviointi.pdf?sequence=1

Jousimo, J., Tack, A.J.M., Ovaskainen, O., Mononen, T., Susi, H., Tollenaere, C. & Laine A-L. 2014: Ecological and evolutionary effects of fragmentation on infectious disease dynamics. – Science 344: 1289 – 1293. Saatavilla www:stä osoitteesta:

http://plantmicrobeinsect.com/wp-content/uploads/2014/07/Jousimo-et-al_2014_Science_with-appendices.pdf

Kaakkois-Suomen ELY. 2011: Kymijoen pilaantuneiden sedimenttien kunnostus välillä Kuusaansaari-Keltti. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B86B74293-D99E-460D-B374-AA89D690929C%7D/93719

Kaakkois-Suomen ELY-keskus. 2014: Valtatie 13 Lappeenranta–Nuijamaa. Ympäristövaikutusten arviointimenettely. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Raportteja 58/2014. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B1D53B988-CBEE-4A64-A807-576AB4E653AD%7D/102331

Kauppila, T., Räisänen, M. L. & Myllyoja, S. 2011: Metallimalmikaivostoiminnan parhaat ympäristökäytännöt. Suomen ympäristökeskus 29/2011. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/37056/SY_29_2011.pdf?sequence=3

Kurtz, J. C., Jackson, L. E. & Fisher, W. S. 2001: Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://science.nature.nps.gov/im/monitor/docs/EvalEcolIndic.pdf

Lande., R. 1987: Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. – American naturalist 130, 4: 624 – 635.

Law, B.S. & Dickman, C.R. 1998: The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. – Biodivers. Conserv. 7: 323 – 33. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://research.eeescience.utoledo.edu/lees/Teaching/EEES4760_07/Law.PDF

Lehtonen, H., Björkqvist, N., Kaukonen, M., Kuokkanen, P., Luhta, P-L., Maukonen, A. & Päivinen, J. 2011: Metsien monimuotoisuuden turvaaminen. Teoksessa: Päivinen, J., Björkqvist, N., Karvonen, L., Kaukonen, M., Korhonen, K-M., Kuokkanen, P., Lehtonen, H. & Tolonen, A. (toim.): Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas. 29 – 61. – Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/mt/ymparistoopas2011.pdf

Le Tortorec, E. 2013: Reproductive success responses to habitat fragmentation in Eurasian Treecreepers. Turun yliopiston julkaisuja. Sarja AII. Osa 281. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/90258/AnnalesAII281LeTortorec.pdf?sequence=2

Levins, R. 1969: Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. – Bulletin of the Entomological Society of America, vol.15, no.4: 237 – 240. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://izt.ciens.ucv.ve/ecologia/Archivos/ECOLOGIA_DE%20_POBLACIONES_H

asta%202004/ECOL_POBLAC_Hasta%202004_%28H-N%29/Levins%20%28y%20otro%20de%20Rabinovich%29.pdf

Liikennevirasto. 2015: Digiroad-paikkatietoaineisto.

Maanmittauslaitos. 2014: Hallintorajat-paikkatietoaineisto.

MacArthur, R.H. & Wilson,E.O. 1967: The Theory of Island Biogeography. – Princeton University Press, Princeton, N.J. USA

McGarigal, K. 2015: Fragstats help. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf

Moilanen, A. & Nieminen, M. 2002: Simple connectivity measures in spatial ecology. – Ecology, 83 (4): 1131 – 1145. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.helsinki.fi/~ihanski/Articles_by_others/Ecology%202002%20Moilanen%20&%20Nieminen.pdf

Moser, B., Jaeger, J. A. G., Tappeiner, U., Tasser, E. & Eiselt, B. 2007: Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. – Landscape Ecology 22, 3: 447 – 459.

MRL. 132/1999: Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1999/19990132

National Research Council. 2005: Assessing and managing the ecological impacts of paved roads. 249 p. – National academics press. Washington, US.

Neel, M. C., McGarigal, K. & Cushman, S.A. 2004: Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. – Landscape Ecology 19: 435 – 455.

Nurmeksen kaupunki. 2015: Nurmeksen bioteollisuusaluehanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Nurmeksen kaupunki. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BF36CBEAB-B6DC-4A08-A484-06C70DD1139C%7D/106869

Nuutinen, J., Yli-Pirilä, P., Hytönen, K. & Kärtevä, J. 2007: Turvetuotannon pöly- ja melupäästöt sekä vaikutukset lähialueen ilmanlaatuun. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.turveteollisuusliitto.fi/user_files2/poly_melu_ja_ilmanlaatu_turvetuotannossa_kirjallisuuskatsaus_loppuraportti.pdf

Ovaskainen, O. 2002: Long-term persistence of species and SLOSS problem. – J. Theor. Biol. 218: 419 – 433. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.407.3456&rep=rep1&type=pdf

ÅF Consult. 2009: Mussalon voimalaitoksen maakaasu / öljykattilan korvaaminen monipolttoainekattilalla. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä

osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B8A4B211F-4553-4731-83D7-0F13C436BD57%7D/42194

Pohjolan Voima. 2009: Kollaja-hanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Kollajahanke_Pudasjarvi/Kollajahanke_Pudasjarvi%2811009%29

Pöyry. 2013: Kanteleen voima Oy. Rahkanevan turvetuotantohanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BE48BA218-8F86-4C83-897B-89B695188E47%7D/93792

Pöyry. 2014: Lappeenrannan lämpövoima Oy. Jätevesien käsittelyn ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B51D8F32F-7A10-4AF2-9BF4-64A597A8601B%7D/99067

Ramboll. 2004: Kemira Pigments Oy:n titaanidioksidi- ja ferrosulfaattituotannon kehittämisvaihtoehdot. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Kemira_Pigments_Oy_Titaanidioksidi_ja_ferrosulfaattituotannon_kehittaminen_Pori/Kemira_Pigments_Oy_Titaanidioksidi_ja_fe%2811043%29

Ramboll. 2012: Ruoppausmassojen meriläjitysalue Helsingin edustalla. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B47B61245-15ED-48C1-B995-265F683F4592%7D/59081

Ramboll. 2013: Ohkolan kierrätysterminaali. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. NCC Roads Oy. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B7B7B35D5-AC2D-4E65-AC21-012C8B10640E%7D/78574

Ramboll. 2014: Turun seudun kierrätysterminaali. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. NCC Roads Oy. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/NCC_Roads_Oy_Turun_seudun_kierratysterminaali__TurkuMaskuRusko/NCC_Roads_Oy_Turun_seudun_kierratystermi%2827681%29

Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. 2010: Suomen lajien uhanalaisuus 2010. Punainen kirja. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ym.fi/download/noname/%7B8EDFDAD7-3291-48AB-9CB3-484CEAF4C2AA%7D/32852

Reijnen, R., Veenbas, G. & Foppen, R., P., B. 1995: Predicting the Effects of Motorway Traffic on Breeding Bird Populations. Road and Hydraulic Engineering Division, DLO. – Institute for Forestry and Nature Research, Delft.

Roch, L. & Jaeger, J.A.G. 2014: Monitoring an ecosystem at risk: What is the degree of grassland fragmentation in the Canadian Prairies? – Environ. Monit. Assess 186: 2505 – 2534.

Saunders, D., Hobbs, R. & Margules, C. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. – Conserv Biol 5: 18 – 32. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://people.cst.cmich.edu/gehri1tm/BIO%20691%20-%20Landscape%20Ecology/Readings/Saunders%20et%20al%201991.pdf

Schippers, P., Van der Heide, C.M., Koelewi jn, H.P., Schouten, M.A.H., Smulders, R.M.J.M., Cobben, M.M.P., Strek, M., Vos, C.C. & Verboom, J. 2015: Landscape diversity enhances the resilience of populations, ecosystems and local economy in rural area. – Landscape ecol. 30: 193 – 202.

Siitonen, J. & Hanski, I. 2004: Metsälajiston monimuotoisuus ja ekologia. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. 381 p. – Edita Publishing Oy, Helsinki, Suomi.

Sikaco. 2010: Sikalatoimintojen laajentaminen ja kehittämishanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BAD67300E-4D47-444F-92C1-17B9BA45BCD2%7D/42384

Sito. 2012: Kemiönsaaren Nordanå-Lövbölen tuulivoimapuisto. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BAB0EDE47-1BCE-4968-A96F-5766A2F20D19%7D/43904

Sito. 2014: Vihdin jätevesihuollon vaihtoehdot. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B16526C47-632F-4E90-B4D6-16E1099E5B5E%7D/101976

Styrochem Finland. 2008: Porvoon tehtaan laajennushanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B84A1460A-2EC5-4BA0-8978-E0CB57FD5A82%7D/41752

SopS 78/1994: Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus 78/1994. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.finlex.fi/fi/sopimukset/sopsteksti/1994/19940078#idp1410976

SopS 468/1994: Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 10.6.1994/468. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1994/19940468#a8.6.2006-458

SopS 200/2005: Laki viranomaisten suunnitelmien ja ohjelmien ympäristövaikutusten arvioinnista 8.4.2005/200. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2005/20050200

SopS 713/2006: Valtioneuvoston asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä. 713/2006.

Sweco Industry. 2014: Äänekosken biotuotetehtaan ympäristövaikutusten arviointiselostus. Metsä Fibre oy Saatavilla www:stä osoitteesta: www.ymparisto.fi/download/noname/%7B0EDA5D38-8613-4E2C-BE7B-E9935C9514C8%7D/102522

Swihart, P.K. & Verboom, J. 2004: Using ecologically scaled landscape indices to assess biodiversity consequences of land-use decisions. Teoksessa: Swihart, P.K. & Moore, J. S (toim.) Conserving biodiversity in agricultural landscapes. 336 p. – Purdue university press. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://web.ics.purdue.edu/~rswihart/pdf/ConservBiodiv6.pdf

SYKE. 2012a: Corine luokittelu. Excel-taulukko. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://geoportal.ymparisto.fi/meta/julkinen/dokumentit/CorineMaanpeite2012Luokat.xls

SYKE. 2012b: Corine landcover-paikkatietoaineisto.

SYKE. 2014: EU vesimuodostumat-paikkatietoaineisto.

Söderman, T. 2003: Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi – kaavoituksessa, YVA- menettelyssä ja Natura-arvioinnissa. Suomen ympäristökeskus 109/2003.

Therivel, R., Morris, P. 2009: Methods of Environmental Impact Assesment. Taylor & Francis.

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B. F. N., Ferreira deSiqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G.F., Miles, Li., Ortega-Huesta,M.A., Townsend Peterson, A., Phillipsm O.L & Williams, S.E. 2004: Extinction risk from climate change. – Nature, 427 (6970): 145 - 148. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://eprints.whiterose.ac.uk/83/1/thomascd1.pdf

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, C. 2004: Climate change threats to plant diversity in Europe. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.pnas.org/content/102/23/8245.full

Tissari, J., Yli-Tuomi, T., Willman, P., Nuutinen, J., Raunemaa, T., Marja-aho, J. & Selin, P. 2001: Turvepölyn leviäminen tuotantoalueilta. Hakumenetelmän tutkiminen kesällä 2000 Pyhännän Konnunsuolla. – Kuopion yliopiston ympäristötieteiden laitosten monistesarja 1/2001.

Treweek, J. 1999: Ecological Impact Assessment. 367 p. – Wiley–Blackwell, Oxford, UK.

Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 2001: Landscape ecology in theory and practice – patterns and processes. 401 p. – Springer-Business+Science media Inc, NY, US.

UPM-Kymmene. 2009: Toisen sukupolven biojalostamo. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BBA81A0C5-976E-4243-80AB-05049D064AAD%7D/76624

Vos, C. C., Verboom, J., Opdam, P. F. M. & Ter Braak C. J. F. 2001: Toward ecologically scaled landscape indices. – The American Naturalist. Vol 183, no 1. Saatavilla www:stä osoitteesta: https://science.nature.nps.gov/im/monitor/docs/Vos_2001.pdf

Watrec. 2006: Heikkilän tila. Sikalatoimintojen keskittämis- ja laajennushanke. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Heikkilan_tilan_sikalatoimintojen_keskittamis_ja_laajennushanke_Rusko/Heikkilan_tilan_sikalatoimintojen_keskit%2811055%29

Watrec. 2009a: Kanalahanke Mynämäelle. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Kanala_Mynamaki/Kanala_Mynamaki%2811054%29

Watrec. 2009b: Sikalatoimintojen laajennushanke Kauhavalla/uuden sikalan perustaminen. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Saatavilla www:stä ositteesta: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Sikalatoimintojen_laajennushanke_Kauhavallauuden_sikalan_perustaminen_Lapualla_Kauhava_j_Lapua/Sikalatoimintojen_laajennushanke_Kauhava%2817566%29

Westhoff, V. 1983: Man’s attitude towards vegetation. Teoksessa: Holzner, W., Werger, M.J.A. & Ikushima, I. 1993: Man’s impact on vegetation. 370 p. – Dr W. Junk Publishers, Lontoo, UK.

Wilcove. D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. & Losos, E. 1998: Quantifying threats to imperiled species in the United States. – BioScience 48: 607 – 615. Saatavilla www:stä osoitteesta: http://people.umass.edu/bethanyb/Wilcove%20et%20al.,%201998.pdf

Zhu, M., Xu, J., Jiang, N., Li, J. & Fan, Y. 2006: Impacts of road corridors on urban landscape pattern: a gradient analysis with changing grain size in Shanghai, China. – Landscape ecology 21: 723 – 734.

LIITE 1. PAIKKATIETOAINEISTOJEN MUOKKAUS LASKENNAN MAHDOLLISTAMISEKSI

1. Karttatasojen lataus (PaiTuli) (Taulukko 5).
2. Karttatasojen rajaus kuntakoodin mukaan (Kuntakoodi Jyväskylä = 179, Hankasalmi = 77) .shp-tiedostosta (MML).
    a. Rajatut kuntatasot tallennettiin vektoritiedostoiksi.
3. Tasojen projektiot muutettiin toisiaan vastaaviksi (EPSG:3067, ETRSS89 / ETRS-TM35FIN).
4. Corine rasteriaineiston uudelleenluokittelu:
    a. ArcGIS 10.2 Desktop: ArcToolbox > Spatial Analyst tools > Reclassify (taulukko 5).
5. QGIS ohjelmalla luotiin FG1, FG2 ja FG3-geometriat EEA (2011) mukaisesti (Taulukko 1).
    a. Uudelleen luokiteltu aineisto (kohta 4a) muutettiin vektorimuotoisiin paloihin luokkien mukaan.
    b. FG1 (Kuva 3 & 4) sisältää luokan tieluokan 1,2,3 ja 5 mukaiset tiet (Digiroad_elementti 2015) sekä asutusalueet (lk1) ja teollisuusalueet (lk2) (Corine 2012-aineistosta).
    c. FG2 (Kuva 5 & 6) sisältää tieluokat 1, 2 ja 5, asutuksen, teollisuusalueet ja vesistöt.
    d. FG3 (Kuva 7 & 8) sisältää tieluokat 1, 2, 3 ja 5, asutuksen, teollisuusalueet ja vesistöt.
    e. Tasot liitettiin ”Vektori > Liitos”-työkalun avulla yhtenäiseksi.
6. Muodostetut fragmentaatiogeometriat rasteroitiin:
    a. Ennen rasteroimista oli luotava rasteroitavasta alueesta ”tyhjä” kuntarajoja noudattava rasterikartta, jotta rasterointi voitiin toteuttaa.
    b. GRASS GIS-ohjelmalla määritettiin luodulle kuntaraja-rasterille ”Rasteri > Hallitse rasterisolun arvoja> r.null.to” ”no datan” arvoksi (null = 0).
    c. Rasterointi toteutettiin komennolla ”Rasteri > Muunnos > Rasteroi (vektori-rasteriksi)”.
    d. Fragmentaatiogeometrioista luotiin kaksi erillistä rasteria, joista rasterissa 1 on tarvittavat tieluokat ja asutus ja rasterissa 2 on vesistöt.
7. Rasteriaineiston muokkaus Fragstats-ohjelmalla käsiteltävään muotoon.

a. Rasteri > Rasterilaskin-työkalulla (RC) laskettiin ”raster@1” + 1, josta muodostetusta rasterista laskettiin ”raster1@1” = 1 jolloin elinympäristö sai arvon 1 ja asutus sekä tiet arvon 0 (muodostettu uusi rasteri= ”astiet”).
b. Kohdassa 6c muodostettuun rasteriin lisättiin samalla tavalla muokattu vesirasteri RC-työkalulla: ”astiet@1” + ”vesi@1” (muodostettu uusi rasteri= ”FG”).
c. FG-rasterissa elinympäristöjen arvoksi tuli 2. Koska Fragstats–laskenta edellyttää joko arvoja 1 tai 0, muokattiin rasteri uudelleen RC-työkalulla ”FG@1” =2, jolloin elinympäristö sai arvon 1 ja FG:t eli asutus, vesistöt ja tiet arvon 0.

8. M_{eff} laskettiin Fragstats-ohjelmalla kaikille fragmentaatiogeometrioille (taulukko 7).
    a. Analyysin parametreiksi valittiin ”use 8 cell neighborhood rule” ja ”no sampling”.
    b. Ladattujen rastereiden ”background value = 0”, jotta efektiivisen verkoston koko ja jakautuneisuusindeksi ovat mahdollista laskea (McGarigal 2015). Kuntien kokonaispinta-ala määritettiin ilman tausta-arvoa, jolloin pinta-alasta ei rajaudu fragmentaatioelementit pois. Tulokset ovat Fragstats-ohjelmalla lasketuja.
9. Tieverkoston ja liikenteen aiheuttamien ympäristövaikutuksien laajuuden selvittämiseksi kuntien tieverkostolle tehtiin tielinjasta puskurivyöhykkeet eri etäisyyksillä: 50 m, 100 m, 150 m ja 200 m (National Research Council 2005).
    a. Puskurit määritettiin ”Vektori > Analyysityökalut > Luo puskurit”.
    b. Puskurit sulautettiin, jolloin kunkin tien vaikutusvyöhyke huomioitiin vain kerran.
    c. Puskurivyöhykkeistä rajattiin pois vesistöihin ulottuva alue ”Vektori > Geoprosessoinnin työkalut > Erotus” ja kuntarajat ylittävä alue ”Vektori > Geoprosessoinin työkalut > Leikkaus”.
10. Tieverkoston 200 metrin puskurivyöhykkeestä vapaan ympäristön maanpinta tulkittiin QGISillä.
    a. Rasteri > Landscape Ecology > Landscape Statistics, josta valittiin Landcover.
    b. Kyseisellä toiminnolla laskettiin aluksi kunnan maanpeitteisyys koko kunnan alueella, jonka jälkeen ”Rasteri > Poimiminen > Leikkuri” avulla määritettiin tieverkoston puskurivyöhykkeen alaisen alueen maanpeitteisyys. Koko kunnan maanpeitteisyydestä vähennettiin luokittain puskurivyöhykkeen alaisen ympäristön maanpeitteisyys, jolloin tulokseksi saatiin puskurivyöhykkeistä vapaan alueen maanpeitteisyys.