

Pro gradu -tutkielma

**Maakotkan elinympäristövaatimusten
mallintaminen Keski-Suomessa**

Pinja Pelkonen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede

24.11.2021

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

Pinja Pelkonen: Maakotkan elinympäristövaatimusten mallintaminen
Keski-Suomessa
Pro gradu -tutkielma: 80 s., 2 liitettä (9 s.)
Työn ohjaajat: Yliopistonlehtori Anssi Lensu ja Dosentti Elisa Vallius
Tarkastajat: Dosentti Elisa Vallius ja Tutkijatohtori Ossi Nokelainen
Marraskuu 2021

Hakusanat: maksimientropiamallinnus, petolintu, RSF-mallinnus,
tuulivoimahanke

Maakotka (*Aquila chrysaetos*) on Suomessa erityisesti suojeltava ja vaarantunut petolintulaji. Lajia pidetään hyvänä luonnonmukaisen ekosysteemin indikaattorina, koska se vaatii laajan ja monimuotoisen reviirin. Suomen maakotkakannasta suurin osa (n. 80 %) keskittyy Pohjois-Suomeen, ja tämän takia lajin elinympäristön suojeleminen myös Keski-Suomessa on tärkeää. Suuri uhka lajille tällä hetkellä on tuulivoima. Tuulivoimalahankkeet ovat yleistyneet mm. uusiutuvan energian tarpeen, ja tuulivoiman hyvän sähkön tuottavuuden takia. Tuulivoimaloita rakennetaan usein kauas asutuksesta luonnonmukaiselle syrjäseudulle, josta syntyy kaavoituskonflikteja luonnonsuojelun ja energiantuotannon välille. Tutkielman tavoitteena oli mallintaa maakotkille sopivia elinympäristöjä Keski-Suomessa maksimientropiamallinnuksen ja reviirimallinnuksen (resurssiervalintafunktion) avulla, jotta tulevaisuudessa voitaisiin välttää tuulivoimapuistoja näillä alueilla. Ympäristömuuttujia avoimista lähteistä käytettiin ennustamaan lajille sopivaa elinympäristöä jo tiedettyjen lajin pesäpaikkojen avulla. Maksimientropiamallinnuksen avulla pystyttiin erottamaan lajille sopivia elinympäristöjä Keski-Suomessa. Lisäksi tutkittiin maakotkien reviirienkäytönastetta kirjallisuudessa käytetyllä reviirimallilla. Näin voitiin erottaa myös aktiivisesti käytetty ydinreviiri, tunnettujen pesien ympäriltä. Yhdessä nämä tulokset antoivat selkeän kuvan maakotkien tämänhetkisistä ja potentiaalisista elinympäristöistä Keski-Suomessa. Lisäksi tuloksissa korostui tuulivoimahankkeiden sijoittuminen usein maakotkille sopivaan elinympäristöön. Tutkielman tulosta voidaan soveltaa mm. maakuntakaavan laatimisessa, uusien tekopesien pystytyksessä ja muissa lajin suojelutoimissa. Toivottavasti tutkimustulokset edesauttavat maakotkien elinympäristöjen huomioimista, ja helpottavat kuntia ja tuulivoimatoimijoita sopivien hankealueiden määrittämisessä Keski-Suomessa.

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

Pinja Pelkonen: Golden eagle habitat modelling in Central Finland
MSc thesis: 80 p., 2 appendices (9 p.)
Supervisors: Senior lecturer Anssi Lensu and Docent Elisa Vallius
Inspectors: Docent Elisa Vallius and Postdoctoral Researcher Ossi Nokelainen

November 2021

Keywords: MaxEnt, maximum entropy modelling, raptor, RSF-modelling, wind power

Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) is a top-tier predatory bird that functions as a good indicator species of the ecosystem state. Golden eagle requires a large home range for hunting and nesting; therefore, they are often short for space. In Finland, most of the golden eagle population is focussed on Northern Finland (approx. 80 %), thereby it is even more important to conserve the species habitat in Central Finland. Due to pressures for clean energy, wind power plants are becoming more popular in rural areas. This often leads to conflicts regarding land use, for either nature conservation or for clean energy production. The aim of this study was to use species distribution modelling to discover areas of high suitability for the species, so that in the future these areas could be avoided by wind park projects. The environmental data was from public sources and the nesting data was provided by Central Finland Centre for Economic Development (ELY Centre). The methods were based on predicting potential habitat by the values exhibited in the known species locations. With maximum entropy species distribution modelling we could detect potential species habitat and nesting sites. Also, with resource selection function modelling we could detect active areas near the nest that the existing golden eagle pairs used frequently. Together these results gave a good idea of the most crucial areas to the species currently, and of the potential areas for species distribution in future. In the results we also demonstrated some of the current conflicts for space, as there were already wind power plans in golden eagle areas of high suitability and use. The goal is that the study results will be used to e.g. guide wind power county zoning and provide locations for new man-made nests. Hopefully, by allocating areas more specifically, we can avoid wind power planning in unsuitable areas and be more considerate of golden eagle habitats.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO	1
2 TUTKIMUKSEN TAUSTA.....	3
2.1 Maakotka Keski-Suomessa	3
2.1.1 Maakotka.....	3
2.1.2 Maakotkan elinympäristö Keski-Suomessa	7
2.1.3 Tuulivoiman vaikutukset maakotkiin	10
2.1.4 Maakotkien lakisääteinen suojelelu	12
2.2 Lajin levinneisyyden mallinnus.....	14
2.2.1 Elinympäristömallien periaatteet ja vertailu	14
2.2.2 Tapaustutkimuksia maakotkan levinneisyyden mallinnuksista	17
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	18
3.1 Tutkimuksessa käytetyt aineistot	18
3.1.1 Keski-Suomen ELY-keskus: Pesäaineistot.....	18
3.1.2 Luonnonvarakeskus: Valtakunnan metsien inventoinnin monilähdetietoaineisto (MVMI)	19
3.1.3 Metsäkeskus: Metsänkäyttöilmoitukset	20
3.1.4 Maanmittauslaitos (MML): korkeusmalli ja maastotietokanta	20
3.1.5 Suomen ympäristökeskus (SYKE): metsänmonimuotoisuus- ja kasvillisuusaineistot	22
3.2 Tutkielmassa käytetyt menetelmät	22
3.2.1 Tutkielmassa käytetyt ohjelmistot.....	22
3.2.2 Maksimientropiamallinnus	23
3.2.3 MaxEnt-mallinnukseen valitut muuttujat ja asetukset	28

3.2.3.1 Malliversiot 1	29
3.2.3.2 Malliversiot 2	30
3.2.3.3 Malliversiot 3	31
3.2.4 Maakotkien RSF-reviirimallinnus	32
4 TULOKSET	36
4.1 MaxEnt-mallien vertailu ja parhaan mallin valinta	36
4.2 Elinympäristömallinnuksen tulokset.....	38
4.3 MaxEnt-mallin vertailu koko Suomen BRT-malliin	49
4.4 Reviirimallinnuksen tulokset	52
4.4.1 Aktiivisten pesäpaikkojen reviirianalyysin tulokset	52
4.4.2 Potentiaalisten pesäpaikkojen reviirianalyysin tulokset.....	58
5 TULOSTEN TARKASTELU	64
5.1 Maakotkien elinympäristömallinnus Keski-Suomessa	64
5.2 Maakotkien reviirimallinnus Keski-Suomessa	69
5.3 Tapaustutkimus Nikaran tuulivoimahanke	71
5.4 Tutkimustulokset suhteessa Keski-Suomen maakotkatilanteeseen.....	74
6 JOHTOPÄÄTÖKSET	78
KIITOKSET.....	80
KIRJALLISUUS.....	81
LIITTEET	91
LIITE 1. Aineistojen esikäsittely.....	91
LIITE 2. Parhaan maxent-mallin pca ja korrelaatio testit.....	98

SANASTO JA LYHENTEET

SANASTO

Telemetriadata	Automaattisesti tallennettu/lähetetty sijaintitieto etäisestä kohteesta, esim. radiotaajuinen lähetys
Trofinen kaskadi	Trofiatasojen epäsuorat vaikutukset ekosysteemiin esim. saalistuksen vaikutus saalislajin tiheyteen ja tämän kautta toisen lajin menestykseen

LYHENTEET

AUC-arvo	Area under the ROC curve, ROC-käyrän alle jäävä alue
BRT	Boosted regression trees, yleistetyt luokittelupuumenetelmät
GAM	Generalized additive model, yleistetty additiivinen malli
GIS	Geographic information systems, paikkatietojärjestelmä
GLM	Generalized linear model, yleistetty lineaarinen malli
GLME	Generalized linear mixed-effect models, yleistetty lineaarinen sekamalli
ROC-käyrä	Receiver operating characteristic curve, sensitiivisyyttä ja spesifisyyttä kuvaava käyrä mallin luokittelukykyvystä
RSF	Resource selection function, resurssiervalintafunktio
SDM	Species distribution model, lajin levinneisyysmalli

1 JOHDANTO

Biodiversiteettikato on yksi tämänhetkisistä maailmanlaajuisista ongelmista, jonka suurena vaikuttimena on maankäytön muuttuminen ihmisen toimesta (Young ym. 2005). Luonnon monimuotoisuuden suojelun ja maankäytön välillä on siis usein ristiriitoja ja konflikteja (Redpath ym. 2013). Euroopassa metsien biodiversiteetin suojelun ja metsänkäyttöön liittyvät konfliktit ovat yleisimmin metsäteollisuuden vaihtelevan kysynnän seurauksia (Young ym. 2005). Usein konfliktien ratkaisuun tarvitaan lisää ymmärrystä sekä luonnonsuojelun että poliittisen päätöksenteon puolilta. Tarvitaan myös lisätietoa ihmistoiminnan vaikutuksista luontoon ja parhaista luonnonsuojelukeinoista (Redpath ym. 2013). Halu säilyttää luonnon monimuotoisuutta näkyy esim. Euroopan unionin Lintu- ja Luontodirektiiveissä.

Tuulivoima on kasvava uusiutuvan energian lähde. Suomen kansallinen energia- ja ilmastostrategia pyrkii nostamaan uusiutuvien energianlähteiden osuuden 50 %:iin loppukulutuksesta ja uusia tuulienergiaprojekteja onkin vireillä ympäri Suomea (Balotari-Chiebao ym. 2021). Tuulivoima on kuitenkin yhdistetty lintu- ja lepakkokuolleisuuden kasvuun, koska yksilöt saattavat törmätä tuuliturbiinien roottoreiden liikkuvien osiin (Morkünė ym. 2020). Maakotkien (*Aquila chrysaetos*) ja tuulivoiman välisiä vuorovaikutuksia tulisi siis tutkia (Martínéz ym. 2010), ja tämä olisi hyödyllistä tehdä jo ennen hankkeiden aloittamista, koska maakotka on suojeltu ja vaarantunut laji, jonka elinympäristöä ei saa heikentää. Tuulivoimahankkeet tekevätkin Suomessa laajan ympäristövaikutusten arvioinnin ennen hankelupien myöntämistä. Silti tuulivoimahankkeiden ja maakotkien välille syntyy konflikteja Keski-Suomessa samankaltaisten ympäristökriteerien takia. Balotari-Chiebao ym. (2021) totesivat myös maakotkan olevan tuulivoimalle toiseksi herkin lintulaji Suomessa. Maakotkat ovat myös erityisen hyviä mallinnuskohteita, koska ne ovat huippusaalistajia ravintoketjussa, ja lajin yksilöt ovat hyviä indikaattoreita biodiversiteetistä ja ympäristön laadusta ihmisen aiheuttaman häirinnän välttelyn takia (Ştefănescu ja Bălescu 2019).

Yhteenvedona tutkielman tavoitteena oli luoda mallinnus maakotkan potentiaalisista elinympäristöistä, sekä lajin käyttämistä reviireistä Keski-Suomessa. Tutkielman hypoteesi on, että lajin elinympäristöjä pystytään onnistuneesti mallintamaan Keski-Suomessa, ja vastahypoteesi on, että joitakin todellisia elinalueita ei pystytä tunnistamaan luotettavasti tai mallinnus epäonnistuu siksi, että se tuottaa liian moneen paikkaan epätodellisen suuren lajin esiintymisen todennäköisyyden. Mallinnuksen tarkoitus on sisältää tietoja ympäristömuuttujista, kuten maanpinnan korkeudesta ja kasvillisuudesta, sekä maakotkien sijainnista. Lajin elinympäristön mallintaminen paikkatietoaineistoilla olisi hyödyllistä, sillä lajin mallinnus on nopeampaa ja halvempaa ympäristömuuttujien avulla, verrattuna lajin elinympäristön arviointiin maastokäyntien ja havaintojen perusteella. Mallista voidaan saada myös lisätietoja maakotkalle tärkeimmistä ympäristökriteereistä Keski-Suomessa, ja näiden avulla voidaan ymmärtää paremmin lajin nykyistä levinneisyyttä ja käyttäytymistä. Samankaltaista mallinnusta voitaisiin tulevaisuudessa hyödyntää myös muualla, jos tulokset ovat luotettavia ja onnistuneita. Tämä voisi helpottaa maakotkien suojelua myös muualla Suomessa.

Tutkielman keskeiset kysymykset:

1. Voidaanko elinympäristömallinnus ja reviirimallinnus tehdä totuudenmukaisesti? Tuottavatko mallit paikansäpitäviä tuloksia?
2. Mitkä ympäristömuuttujat ovat mallinuksissa hyödyllisiä? Mitä nämä kertovat lajin elinympäristövaatimuksista?
3. Missä sijaitsevat maakotkalle sopivat mallinnetut elinympäristöt? Voidaanko mallinnustietoa hyödyntää lajin elinympäristön suojelussa?

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1 Maakotka Keski-Suomessa

2.1.1 Maakotka

Maakotka (*Aquila chrysaetos*) on suurikokoinen petolintulaji. Lajin pituus vaihtelee n. 75–90 cm välillä ja siipien kärkiväli on lajilla n. 190–230 cm (Below ja Ollila 2000). Naarasyksilö voi painaa 3–6 kg ja koiras 3–4 kg (Luontoportti 2021). Maakotkayksilö on täysikasvuinen n. 5-vuotiaana, ja laji voi elää jopa n. 30-vuotiaaksi. Sen sulkien väritys on kullankeltainen ja tummanruskea, ja nuoren yksilön voi tunnistaa vaaleista siipilaikuista ja pyrstön tyvestä (Below ja Ollila 2000). Maakotkasta on erotettu 6–7 eri rotua, mutta näistä osan rotuasema on kyseenalainen (Below ja Ollila 2000, Watson ja Brockie 2010).

Maakotkat pariutuvat elinikäisesti ja ylläpitävät reviiriään pesän ympärillä (Ponnikas 2014). Reviirialue on usein laaja n. 100–300 km² ja välimatkat naapuripesien välillä ovat useita kilometrejä (Below ja Ollila 2000). Maakotkat suosivat korkeita paikkoja pesiessään, mm. vanhojen mäntyjen latvoja (Below ja Ollila 2000) tai kallionkielekkeitä (tavallista Keski-Euroopassa) (Watson ja Brockie 2010). Pesä sijaitsee usein laajoilla metsäalueilla, kaukana asutuksesta. Pohjoisessa pesä sijaitsee usein vaaran tai tunturin vierustalla karulla metsäkankaalla ja etelämpänä usein soiden lähellä tai soiden ympäröimillä metsäsaarekkeilla (Below ja Ollila 2000). Pesä sijaitseekin avosuon läheisyydessä tai kallion kielekkeellä yleensä hyvän näkyvyyden takia. Pesät ovat suuria risupesä, jotka voivat painonsa ja talvella lumen pakkautumisen takia pudota (YLE uutiset 2013). Lintupareilla on kuitenkin reviireillään usein varapesiä (1–3 kappaletta), joita voidaan hyödyntää eri vuosina. Suomessa pesien määrä on n. 1,98 per reviiri, mutta Skotlannissa n. 4,5 per reviiri (Below ja Ollila 2000). Yleensä myös samoja pesiä ja reviirejä käytetään vuosia peräkkäin (Millsap ym. 2015). Nykyisin Suomessa maakotkat usein pesivät

ihmisten rakentamissa pesissä, joita sijoitetaan mm. luonnonsuojelualueille (Keliber 2015). Silti hankalaa pesinnästä tekee mm. hyvän pesäpuun löytäminen, sillä puun pitää olla sopivan kokoinen ja oksien pitää kantaa suuren pesän paino.

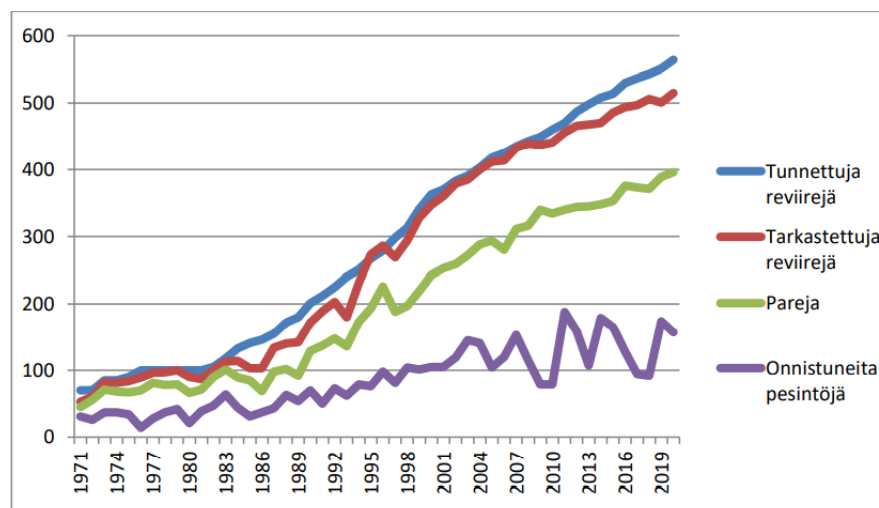
Pesiytyessään keväällä naaras munii yleensä 2 munaa (Watson ja Brockie 2010), joita se hautoo uroksen saalistaessa. Munien haudonta kestää n. 45 vrk ja poikaset ovat lentokykäisiä 68–77 vrk ikäisinä (Luontoportti 2021). Usein ensimmäisenä kuoriutunut poikanen selviytyy, jos poikasia on useampi. Royal Society for the Protection of Birds (RSPB 2021) arvioi toisella poikasella olevan keskimäärin n. 20 % todennäköisyys selviytymiseen. Myös Meyburg (1947) arvioi kuoriutumisaajan olevan tärkeä toisen poikasen selviytymiselle. Poikueen koko voi myös vaihdella vuositilanteesta (mm. ravinnosta) riippuen (Watson ja Brockie 2010). Saalistiheys vaikuttaa suuresti myös maakotkan pesänvalintaan ja pesimisaktiivisuuteen (Millsap ym. 2015).

Maakotkapopulaatiosta voidaankin nähdä peto-saalis-suhteen vaikutuksia (Moss 2015), ja kannan kasvu liitetään usein hyvään ravintotilanteeseen (Ollila, 2020). Huippusaalistajana ja avainlajina maakotka on myös tärkeä laji ekologisesti (Ștefănescu ja Bălescu 2019), sillä se saalistaa saatavuuden perusteella eri lajeja. Maakotkan saalisvalikoima on laaja ja vaihtelee suuresti yksilöiden välillä (Below ja Ollila 2000). Lajin saalistus voi vaikuttaa saalislajien välisiin suhteisiin ja lajin populaation pienentyminen saattaa näin johtaa muutoksiin koko ravintoketjussa (trofinen kaskadi) (Ricklefs 2009). Suomessa ja Ruotsissa tehtyjen tutkimusten mukaan lajin suosimia saalislajeja havumetsävyöhykkeellä ovat erityisesti metso, teeri, riekko, poro ja jänis, mutta maakotkat voivat saalistaa myös paljon muita lintulajeja ja nisäkkäitä (Below ja Ollila 2000).

Vuonna 2020 ja 2019 pesintätulokset Suomessa ovat olleet onnistuneita. Tähän on arvioitu vaikuttaneen lajille otollinen ravintotilanne (hyvät kanalintukanta- ja jäniskannat) sekä suotuisat sääolot (Ollila 2020). Vuonna 2019 onnistuneita

pesintöjä todennettiin Suomessa 174, joissa oli yhteensä 211 rengastusikäistä poikasta (Ollila 2019). Vuonna 2019 onnistuneita pesintöjä oli kuitenkin vain 45 % kaikista tarkastetuista pesistä (Ollila 2019). Vuonna 2020 onnistuneita pesintöjä todennettiin 157, joissa oli 193 rengastusikäistä poikasta (Ollila 2020). Poikasia per onnistunut pesintä oli 1,23. Lisäksi vuonna 2020 Suomesta löytyi 13 uutta maakotkareviiriä ja 42 uutta vaihtopesää, ja Metsähallituksen löytöpalkkio maksettiin 10 uudesta pesäpaikasta (Ollila 2020).

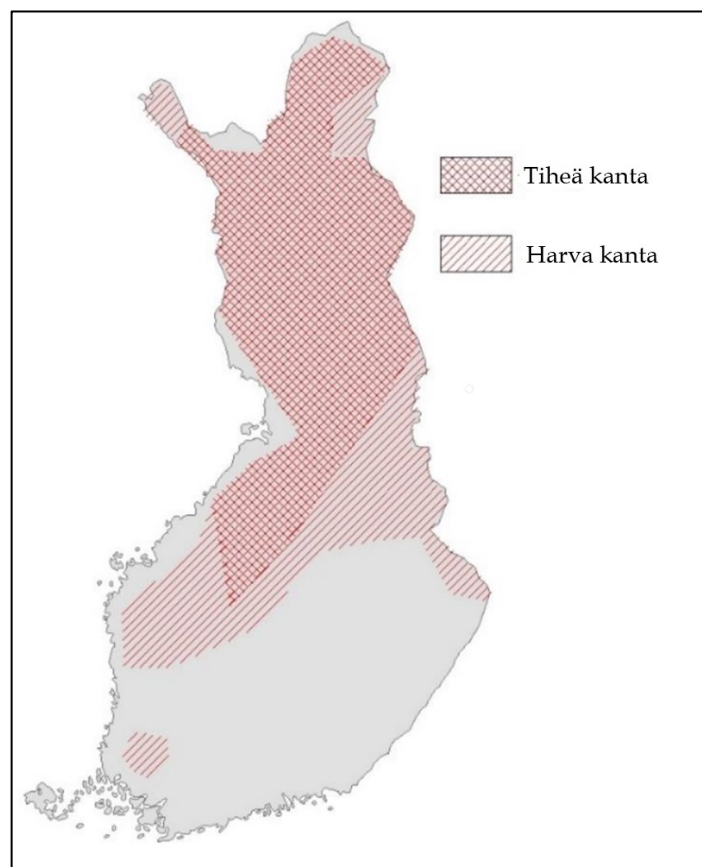
Yleisesti lajin kanta maailmalla on hyvinvoiva, koska laji on laajalti levittäytynyt Pohjois-Amerikkaan, Aasiaan, Eurooppaan ja Pohjois-Afrikkaan (Below ja Ollila 2000). Silti maakotka on suojeltu laji monissa maissa, koska lajin yksilömäärät ovat usein pieniä. Suomen maakotkakanta on noin 350–478 paria ja yksilömäärä on noin 1200 (Ollila 2020). Lajikanta on Suomessa kasvussa, mikä näkyy tunnettujen reviirien, maakotkaparien ja onnistuneiden pesintöjen määrässä (Kuva 1; Ollila 2020).



Kuva 1. Tarkastettujen reviirien määrä ja pesintöjen onnistuminen Suomessa vuosina 1971–2020 (Ollila 2020).

Suurin osa Suomen maakotkakannasta sijoittuu Suomen pohjois- ja keskiosaan (Kuva 2). Lajin reviireistä 80 % sijoittuu entisen Lapin läänin alueelle, ja 90 %

tiedetyistä reviiireistä poronhoitoalueille (Ollila 2019). Maakotkia tavataan myös esimerkiksi Suomenselällä. Maakotkat voivat muuttaa asuinpaikkaansa vuodenaikojen perusteella. Tämä käytös on usein tavallisempaa nuorilla yksilöillä, joita kutsutaan myös "floater" nimellä (ikä 1–4 vuotta) (Moss 2015). Ja jo pesivät territoriaaliset parit luetaan usein paikkalinnuiksi (Below ja Ollila 2000). Laji saattaa myös hyödyntää haaskoja ravintotilanteen ja vuodenajan perusteella (Moss 2015). Suomessa laji on menneisyydessä ollut sukupuuton partaalla lajivainon takia (Below ja Ollila 2000). Tämä johtui mm. kotieläinten käytöstä ravinnonlähteenä. Vieläkin maakotkan pesiä saatetaan tuhota, jos pesäpaikka tiedetään julkisesti. Maakotkakanta onkin vähentynyt erityisesti ihmisten aiheuttaman häirinnän ja avomaiden metsittymisen takia, sillä vielä 1800-luvulla laji pesi lähes koko Suomessa (Metsähallitus 2021).



Kuva 2. Maakotkakannan levinneisyys vuonna 2020 (Ollila 2020).

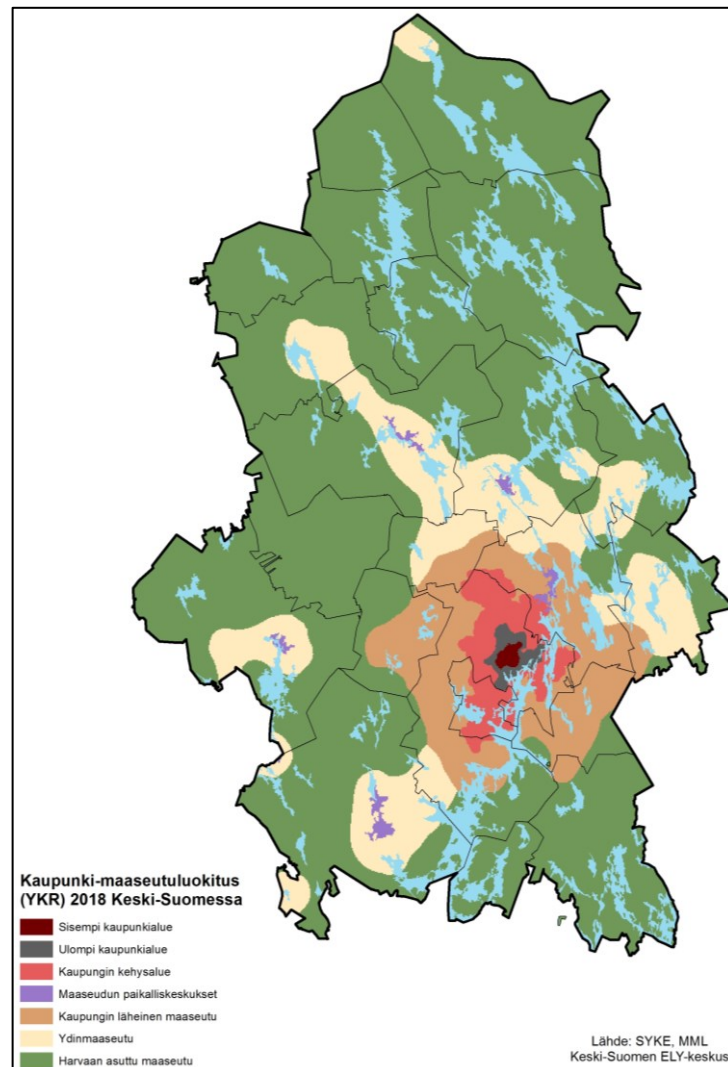
2.1.2 Maakotkan elinympäristö Keski-Suomessa

Keski-Suomen maakunta koostuu 23 kunnasta ja se on Suomen viidenneksi suurin maakunta kattaen n. 20 000 km². Maakunta jakautuu keskiboreaaliseen ja eteläboreaaliseen metsäkasvillisuusvyöhykkeeseen (Lindholm & Heikkilä 2010, Ilmatieteen laitos 2021). Eteläboreaalisisessa ilmastovyöhykkeessä puusto on tiheää ja alueella kasvaa eniten kuusta, mäntyä, haapaa, leppää ja koivua, ja soita esiintyy yleisesti vain laaksoissa. Taas keskiboreaalisisessa vyöhykkeessä on enemmän suomaata ja vähemmän puustoa ja vuorokauden lämpötilojen vaihtelu saattaa olla voimakasta (Ilmatieteenlaitos 2021). Maakunnan pohjoisosa saattaa myös osittain koostua aapasoista, mutta näitä alueita on vähän verrattuna pohjoisboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen. Avonaisempi maasto on maakotkan suosimaa ravinnonhankintaan, joten Keski-Suomen pohjoisosa saattaa näin olla lajille hiukan parempaa.

Maakunnan pinta-alasta n. 87 % on metsätalousmaata, josta suurinta osaa hyödynnetään puuntuotantoon, mikä vaikuttaa myös puuston keskiarvoiseen ikään ja esim. lahopuun määrään. Puuston kokonaistilavuudesta on arvioitu 47 % olevan mäntyä (*Pinus sylvestris*), 35 % kuusta (*Picea abies*), 15 % koivua (*Betula spp*) ja lopun 3 % lehtipuita (Kaila ja Ihalainen 2014, Parkkinen 2019). Vain noin 2 % metsistä on lakisääteisesti suojeltua. Osa tästä on vanhaa haapapitoista metsää, joka on erityisen tärkeää uhanalaisille hyönteisille ja kasveille, mutta myös suurille petolinnuille. Muita suojeltuja alueita ovat vanhat metsät ja muut kansallispuistot ja luonnonsuojelualueet. Maakunnan metsien lajistosta 18 lajia on äärimmäisen uhanalaisia ja 33 on erittäin uhanalaisia (Suomen luonnonsuojeluliitto Keski-Suomi 2017). Näille uhanalaisille lajeille lahopuun määrä on erittäin tärkeää, ja siten tämä nostaa usein metsän ekologista statusta.

Metsän lisäksi Keski-Suomessa on myös useita pintavesialueita (kokonaispinta-alasta n. 16 %, Keski-Suomen liitto 2011), joista suurin osa on luokiteltu ekologiselta

tilaltaan hyväksi tai erinomaiseksi vesipuitedirektiivin mukaan. Asutuskeskuksia on useita, mutta Jyväskylä on niistä suurin ja luultavasti tulevaisuudessa kasvava (Kuva 4). Noin 69 % Keski-Suomen asukkaista asuukin Jyväskylässä, jonne Keski-Suomen väestö on keskittynyt (Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2014, Keski-Suomen liitto 2011). Keski-Suomen asukasmääräksi oli 2020 luvun lopulla arvioitu 272 617 asukasta, mutta tämän odotetaan laskevan 271 576 asukkaaseen vuoteen 2040 mennessä Tilastokeskuksen vuoden 2004 väestöennusteen mukaan. Vilkkaimmat liikennereitit johtavat myös Jyväskylän kaupunkialueelle (Kuva 3).



Kuva 3. Keski-Suomen maakunnan alueluokitus 2018 (Keski-Suomen ELY-keskus 2018, SYKE ja MML).

Maakotka tarvitsee elinympäristöltään laajaa ja mielellään asumatonta syrjäistä metsäseutua. Ravinnonhankintaan hyödyllisiä ovat myös luonnolliset aukiot tai mosaiikkikasvillisuus. Elinympäristöllä tulee myös olla runsaasti ravinnonlähteitä mm. jäniksiä ja metsäkanalintuja (Below ja Ollila, 2000), ja joissakin tapauksissa maakotka voi myös saalistaa poron- tai peuranvasoja (Ollila 2020, Metsähallitus 2021). Näin ollen kaikkein todennäköisintä maakotkan elinympäristöä on maakunnan pohjoinen luoteisosa, harvaan asutun maaseudun takia. Alueelta löytyy myös mosaiikkista metsäaluetta; havumetsää, harvapuustoisia alueita ja peltoja (Corine 2018 -aineisto). Riistayhdistyksien lumijälkilaskennan perusteella runsasriistaisia alueita löytyy myös Keski-Suomen etelä- ja itäosista, mutta mm. runsain hirvi- ja metsäkaurisalue sijoittuu Keski-Suomen luoteisosiin 2020 talvilaskennan perusteella (Luonnonvarakeskus 2020). Keski-Suomen läntisissä osissa on myös vähemmän vesistöjä, jota maakotkat usein karttavat.

Vuoden 2011 Sisä-Suomen tuulivoimaselvityksessä (Paakkari 2011) tarkasteltiin Keski-Suomen parhaiten soveltuvia alueita tuulivoiman tuotantoon. Selvityksessä otettiin huomioon alueet, joille oli arvioitu 100 metrin korkeudella 6,3 m/s tuulta. Tarkasteluun otettiin myös alueita, joille mahtuisi 10 turbiinia, ja näille tehtiin pisteytys mm. korkeuserojen ja tieverkon läheisyyden perusteella. Yhteensä selvitys identifioi 14 potentiaalista tuulipuistoaluetta, joista pohjoisin sijoittui Listonniemelle (Konnevedellä) ja suurin osa Keski-Suomen kaakkoisosiin, sillä suurien järvien yhteydessä sijaitsivat parhaat tuuliolosuhteet. Näiden alueiden todettiin alustavasti omaavan maankäytöllisiä edellytyksiä tuulivoimapuistojen sijoittamiseen, mutta alueilla saattoi olla muita esteitä, joita ei tässä kartoituksessa otettu huomioon (Paakkari 2011). Kuitenkin tämän selvityksen mukaan maakotkille kaikkein sopivin alue Keski-Suomen luoteisosissa ei välttämättä olisi sopivinta aluetta tuulivoimalle. Toisaalta tuulivoimaloiden kehitys ja suurempi koko mahdollistavat nykyisin niiden suuremman energiantuotannon ja taloudellisesti

järkevän käytön myös vähemmän tuulisilla alueilla (Molina ja Mercado 2011, Motiva 2021).

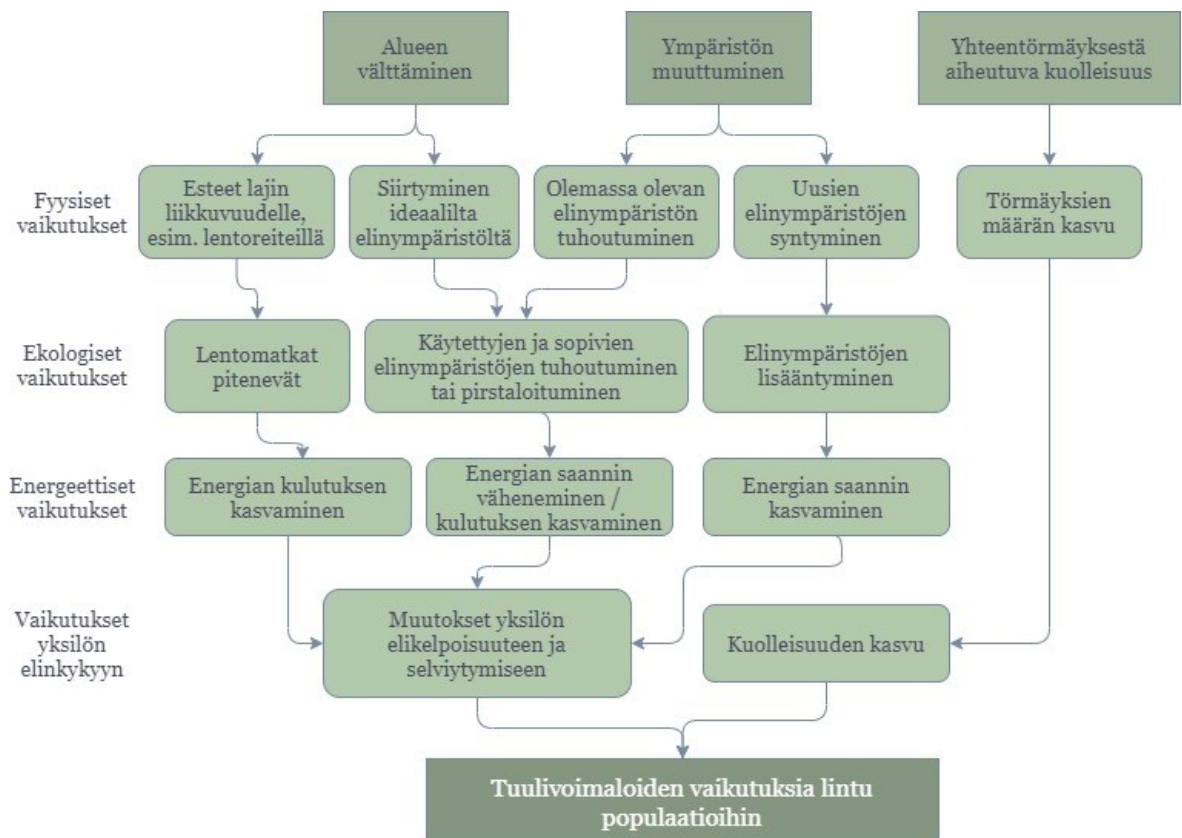
2.1.3 Tuulivoiman vaikutukset maakotkiin

Suuret tuulivoimapuistot sijoitetaan usein pois ihmisten näkö- ja kuuloetäisyydeltä, sekä mahdollisimman korkeille alueille parhaiden tuuliolosuhteiden takia. Tämän takia alueet voivat olla osin yhteneviä suurien petolintujen habitaatin kanssa. Tämä on ongelmallista, sillä maakotkien tiedetään olevan hyvin herkkiä ihmisten aiheuttamalle häiriölle ja välttävän mm. aktiivisia asutusalueita (Rodríguez-Estrella ym. 2008). Toisaalta joissakin tapauksissa maakotkat voivat sopeutua, vaikka tuulivoimapuistot hankaloittaisivat niiden reviirien käyttöä. Maakotkat voivat mm. muuttaa käyttäytymistään ja vähentää törmäysriskiä turbiinien kanssa vaihtamalla saalistusalueitaan tai lentämällä korkeammalla (Johnston ym. 2014, Hedfors 2015).

Silti tuulipuistot aiheuttavat myös yleistä häiriötä luontoon (Kati ym. 2021), joka saattaa vaikuttaa muiden lajien välityksellä myös maakotkiin. Esimerkiksi maaston muokkauksen ja meluhäiriön tiedetään vaikuttavan eläinten käytökseen ja monimuotoisuuden vähenemiseen tuulivoimapuistoalueilla, vaikka tätä voidaan yrittää välttää erilaisilla lieventämiskeinoilla (Kati ym. 2021). Hankkeet voivat kuitenkin yleisesti vaikuttaa lajikoostumukseen ja vähentää esimerkiksi saalislajien määrää. On myös mahdollista, että avoimen alueen määrän kasvu helpottaa maakotkaa saalistuksessa tai houkuttelee maakotkaa vaaralliselle törmäysriskialueelle (Kuva 4). Näin ollen tuulipuistojen yhteisvaikutuksia lajiin on hankala arvioida, mutta Balotari-Chiebao ym. (2021) arvioivat maakotkan silti kuuluvan tuulivoimalle herkimpiin lintulajeihin Suomessa.

Tiedetään myös, että suuri turbiinien tiheys lisää lintujen törmäysriskiä, ja näin ollen myös törmäyksistä aiheutuvaa kuolleisuutta (Heuck ym. 2019). Heuck ym.

(2019) totesivat myös, että mallit, jotka ennustivat reviiirin käyttöä yhdistettynä turbiinien tiheyteen, arvioivat törmäysriskistä aiheutuvaa kuolleisuutta paremmin kuin vain pesäpaikoilla rakennetut mallit. Pitäisi siis tuulivoimapuistojen hankevaiheessa kiinnittää erityisesti huomiota mm. turbiinien kokoon ja tiheyteen, kuten myös hankkeiden riskiarviointeja tehtäessä. Tuulivoimapuistojen vaikutuksia pohditaankin usein rakennusvaiheessa, mutta myös niiden pitkäaikaisia vaikutuksia tulee harkita tarkasti, esimerkiksi mahdollisten törmäysten määrää per vuosi. Suojelualueet ovat tiedetysti herkkiä muutokselle ja tärkeitä monimuotoisuuden lähteitä, ja niiden ympärillä olevia alueita tulisi myös kenties suojella mahdollisilta hankkeilta, jotta suurireviiristen lajien elinympäristöt säilyisivät mahdollisimman koskemattomina.



Kuva 4. Tuulivoimaloiden vaikutuksia linnustoon ovat mm. ympäristön muuttuminen sopimattomaksi ja törmäysriskin kasvu. Kuva muokattu lähteestä Fox ym. (2006).

2.1.4 Maakotkien lakisääteinen suojelu

Suomessa maakotka on todettu vaarantuneeksi (uhanalaisuusluokka: VU), erityisesti suojeltavaksi ja rauhoitetuksi, koska se lukeutuu lintudirektiivin 1 lajeihin (Metsähallitus 2021). Tämä takaa mm. lajin pesintää ei saa häiritä. Suomessa myös uuden maakotkan pesän löytäjä saa Metsähallitukselta 100 euron palkkion, kun taas maakotkan vahingoittamisesta tai tappamisesta voi saada liki viidentuhannen euron sakon. Vaikka lajin kanta on kasvussa, vaihtelevat onnistuneiden pesintöjen määrät silti vuosittain ja alueittain vielä runsaasti riippuen ympäristötekijöistä. Onkin tärkeää, että lajin suojeluun kuuluu myös kannan seuranta. Kaikki pesät pyritään Suomessa tarkastamaan ja poikaset rengastamaan, mikä takaa maakotkakannan koon tarkan seurannan. Rengastamisesta voidaan saada tietoa lintujen lentoreiteistä, iästä, kotipaikasta, jälkeläistuotosta, elinpiirin laajuudesta ja käytöstä, sekä lintujen kuolleisuudesta ja sen syistä (Luomus 2021).

Suomen lainsäädäntö on kuitenkin osittain hankalatulkintainen maakotkan suojelun kannalta, ja mm. korkeimman hallinto-oikeuden päätös 124 vuodelta 2015 (ECLI:FI:KHO:2015:124) kertoo tästä. Tapauksessa Vapo Oy valitti Vaasan hallinto-oikeuden päätöksestä, jossa peruttiin Vapo Oy ympäristölupa turvetuotantoon Kuortaneen kunnassa ympäristönsuojelulain 4 §:n 1 momentin kohdan 2 nojalla. Hanke oli suunniteltu tunnetun maakotkareviirin lähistölle. Korkein oikeus pysyi hallinto-oikeuden päätöksessä luonnonsuojelulain 39 § 1 momentin kohdan 3 nojalla. ”Luonnonsuojelulain 39 §:n 2 momentissa on rauhoitettu asetuksessa määriteltyjen suurten petolintujen, muun muassa maakotkan pesäpuu. Lainkohdan esitöiden mukaan rauhoitus merkitsee sitä, että puun kaataminen tai vahingoittaminen on kielletty” ja myöhemmin teksti jatkuu, ”Edellä sanotun perusteella hakemuksen mukaisen turvetuotantotoiminnan aloittaminen maakotkan elinkierron ja lisääntymisen kannalta tärkeällä alueella on vastoin luonnonsuojelulain 39 §:n 1 momentin 3 kohdassa säädettyä kieltoa.” Tässä

tapauksessa toiminnanharjoittaminen kiellettiin maakotkan pesäpuiden lähistöllä, mutta samankaltainen asian käsittely ei välttämättä tapahdu kaikissa hankkeissa sillä ympäristöluvan myöntämiseen ei ole määritelty tarkkoja pesäetäisyyksiä. Ympäristölupa käsittelee usein enemmän vaikutuksia ihmiseen, eikä se ole tarpeellinen kaikissa tuulivoimahankkeissa. ”Tuulivoimalalta ei edellytetä ympäristönsuojelulain 27 §:n mukaisen laitosluekkelon perusteella ympäristölupaa. Sen sijaan tuulivoimalalta voidaan kuitenkin edellyttää ympäristölupaa, mikäli toiminnasta saattaa aiheutua naapuruussuhdelaisissa tarkoitettua kohtuutonta räsästä melu- tai välkevaikutuksista johtuen lähialueen asukkaalle.”- Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu (2016). Nykyisen lainsäädännön mukaan ympäristöluvan voivat myöntää aluehallintovirasto ja kunnan ympäristönsuojeluviranomainen (Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2013).

On myös tärkeää muistaa, että kun hankkeita suunnitellaan, ympäristövaikutusten arvioinnista vastaa hanketoimija. Vaikka yhteysviranomainen antaa huomautuksia hankesuunnitelmaan, on siitä vastuu toimijalla, jonka tehtävänä on antaa mahdollisimman tarkka kuvaus hankkeen ympäristöön aiheutuvista vaikutuksista. YVA-prosessissa saattaa kuitenkin käydä niin, että ympäristövaikutuksia arvioidaan vähäisiksi, vaikka ne olisivat joissakin tapauksissa korkeita. Mäkeläinen ja Lehikoinen (2021) tutkivat YVA-prosessin toimivuutta Suomessa, erityisesti biodiversiteetin kannalta. YVA-prosessien todettiin yleisesti olevan laadullisesti hyviä ja maastotutkimuksien aineistojen todettiin olevan laadukkaasti otettuja, esimerkiksi verrattuna Yhdysvaltoihin. Silti tutkimuksessa todettiin mm. lintupopulaatioiden arvioimisessa olevan vielä parannettavaa. ”...we conclude that (1) projects do not carefully follow survey recommendations and for example only repeat breeding bird surveys over one breeding season to gain the most reliable population estimates.” (Mäkeläinen ja Lehikoinen 2021).

2.2 Lajin levinneisyyden mallinnus

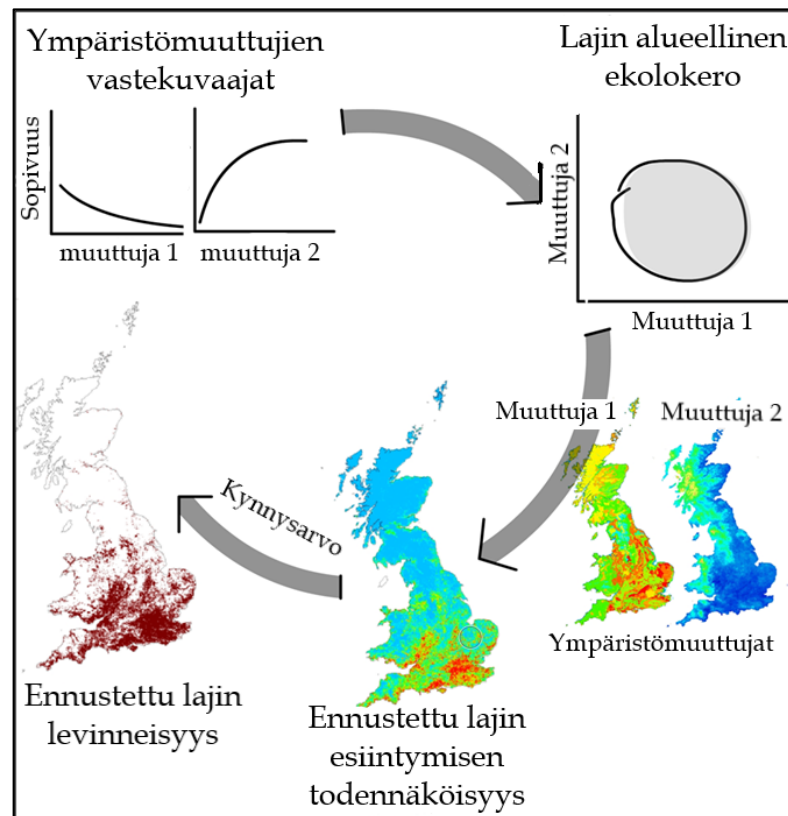
2.2.1 Elinympäristömallien periaatteet ja vertailu

Species distribution modelling (SDM) eli lajin levinneisyyden mallintaminen tai elinympäristömallinnus on yleistä erityisesti ekologian parissa. SDM-malleilla voidaan ennustaa kohdelajin esiintymistä tutkimusalueella tai tutkia minkälaista elinympäristöä kyseinen laji edellyttää. Ja tämä on usein nopeampaa ja ekonomisempaa kuin lajin levinneisyyden kartoittaminen maastokäynneillä. SDM-malleilla on kuitenkin rajoitteensa, sillä ne eivät ota huomioon habitaatin biottisia vuorovaikutuksia, esim. lajien välistä kilpailua (Guisan ym. 2017), vaan perustuvat muihin ympäristömuuttujiin. SDM-mallit myös olettavat ympäristön ja lajin olevan mallinnushetkellä ns. tasapainotilassa (engl. state of equilibrium), joka ei usein luonnossa toteudu, koska lajin ekolokero on yleensä alati muutoksessa (Guisan ym. 2017). Esimerkiksi kesä- ja talviolosuhteissa lajin ekolokero saattaa muuttua suuresti. SDM-mallien ennustuskyvyn tarkkuuteen vaikuttavat siis monet eri asiat mm. luonnontila, ekolokeron tila, lajin ennustamiseen käytettyjen muuttujien monimutkaisuus, lajin levinneisyyteen vaikuttavat biottiset tekijät, mallissa käytetyn aineiston tarkkuus ja ajankohtaisuus, sekä lajihavaintojen laatu ja määrä. Mm. näiden syiden takia SDM-mallit kuvaavat usein vain lajin fundamentaalista tai potentiaalista ekologista lokeroa, eivätkä lajin todellista toteutunutta lokeroa (Guisan ym. 2017).

Maksimientropiamallinnus (MaxEnt) on yleinen menetelmä mallintaa kohdelajin elinympäristöä, mallintamalla lajin ennustettua esiintymisen todennäköisyyttä (engl. predicted probability of presence). MaxEnt-mallinnusta voidaan käyttää, kun tiedetään lajin esiintymispaikkoja, eikä sijainteja, missä laji ei esiinny, välttämättä tarvita mallintamiseen. Tämä on erityisen hyödyllistä, kun laji on harvaan esiintyvä. MaxEnt-mallinnuksen suosioon vaikuttaa myös helppokäyttöinen ja vapaasti ladattava ohjelma, jonka käyttämiseen ei tarvitse kirjoittaa omaa ohjelmakoodia.

Resurssiervalintafunktio (RSF) -mallit taas kuvaavat tarkemmin yksilön reviirin/tutkimusalueen käyttöä resurssiyksiköiden avulla (laskien ennakoidun käytön todennäköisyyksiä) (Meyer ja Thuiller 2006). Molemmissa mallintamistavoissa saadaan tuloksena lajin käytön tai esiintymisen todennäköisyys, jota myös voidaan kutsua yleisesti alueen soveltuvuudeksi lajille. Lele ym. (2013) mukaan MaxEnt-mallinnus on matemaattisesti identtinen eksponentiaalisen RSF-mallinnuksen kanssa, mutta käytöltään joustavampi. Myös Fieberg kertoi luonnollaan (Movebank 2018) MaxEnt-mallinnuksen käyttävän myös logistista regressiota, mutta mallin erona ovat joustavat ennustavat muuttujat. RSF-metodia käytetään kuitenkin yleensä telemetriadatan kanssa tutkittaessa esim. linnun GPS-sijainteja, ja MaxEnt-mallinnusta muiden sijaintitietojen, esim. pesäpaikkojen kanssa.

Levinneisyyden mallintamista voidaan tehdä myös monilla muilla algoritmeilla riippuen saatavilla olevasta aineistosta tai mallintamiskohteesta. Mallintamiseen käytetään yleensä jo tiedettyjä lajin esiintymisalueita ja erilaisia ympäristömuuttujia, joilla voidaan ennustaa levinneisyyttä (Sofaer ym. 2019) (Kuva 5). Myös collision risk models (CRM) eli törmäysriskimalleja käytetään esimerkiksi tietyn lintulajin, sääolosuhteiden ja tuuliturbiinityypin yhteisriskiarvioinnissa (Band ym. 2007), ja näitä voidaan laskea myös reviirimallinnuksen perusteella (Tikkanen ym. 2018). Suomessa törmäysriskikartoitus tehdään usein Bandin tilamallia hyödyntäen (Band ym. 2007).



Kuva 5. SDM-mallintaminen on lajijakauman todennäköisyyden laskentaa lajihavainnoilla ja ympäristömuuttujilla. Näiden avulla voidaan laskea ympäristömuuttujien vastekuvaajat ja hahmottaa lajin ekologisen lokeron alueellinen levittäytyminen. SDM-malleja voidaan myös käyttää ennustamaan lajin levittäytymistä toisella alueella tai tulevaisuudessa. Kuvaa muokattu Working principle of mechanistic species distribution models (2013). (Tekijänoikeus: © User:Thejoyforever/Wikimedia Commons/CC-BY-SA-3.0).

Jos kohdelajista ei ole saatavilla paljon lajihavaintoja, käytetään usein joko yleistettyä lineaarista mallia (GLM) tai yleistettyä additiivista mallia (GAM). Kun Phillips ym. (2006) vertasi MaxEnt ja GLM/GAM mallien eroja; suurimpia MaxEnt-mallin haittapuolia olivat huonot ekstrapolointitulokset, sekä MaxEnt-mallin huono yleinen säätely ja ohjeistus. Tosin MaxEnt-mallinnuksesta oli myös monia hyötyjä, esimerkiksi kyky muodostaa malleja, jos käytettävissä on vain läsnäolopisteitä. Elith ym. (2011) huomautti myös spatiaalisen autokorrelaation aiheuttamista virheistä, sillä lajisijainteihin ja mallin tulokseen vaikuttavat vahvasti

otanta-asetelma ja menetelmät. Tämän takia on tärkeää miettiä, miten spatiaalista autokorrelaatiota voidaan mallintamisvaiheessa korjata, jos tiedetyt pesäpaikat eivät kata lajin koko esiintyvyyttä maastossa. Silti itse mallintamismetodilla ei ole yhtä paljon merkitystä lopputulokseen kuin hyvällä lajin havaintoaineistolla, selittävillä muuttujilla ja oikeaoppisella parhaan mallin valinnalla. Tämän takia täytyy selittävien muuttujien valinnat harkita tarkkaan. Ja on myös tärkeää kertoa tarkasti aineiston käsittelyvaiheista ja mallin asetusvalinnoista. Myös mallin lopputulokset pitää esittää selkeästi, jotta lukija ymmärtää mm. mallin antaman tuloksen skaalauksen oikein (Morris ym. 2016).

2.2.2 Tapaustutkimuksia maakotkan levinneisyyden mallinnoista

Ştefănescu ja Bălescu (2019) mallinsivat MaxEnt-menetelmällä maakotkien elinympäristöjä Romaniassa. Tutkimuksen paras malli otti huomioon 12 eri ympäristömuuttujaa. Mallin tulokset osoittivat tärkeimpien muuttujien olevan maaston kaltevuus, korkeus ja aspekti (rinteensuunta). Vähäisempiä elinympäristön selittäjiä olivat mosaiikkikasvillisuus, viljelysmaan määrä ja lehtipuumetsän määrä. Eli Romanian maakotkille maaston muodot olivat erityisen tärkeitä. Myös Ponnikas (2014) mallinsi Suomen maakotkien elinympäristöä MaxEnt-menetelmällä. Tässä tutkimuksessa mallin tärkeimpiä muuttujia olivat parittelukauden keskiarvoinen lämpötila, havumetsäalue, viljelysalueet, urbaani asutusalue sekä suhteellinen maaston korkeus. Nämä muuttujat erosivat Romanian mallista, mikä oli odotettavissa, sillä lajin yksilöt sopeutuvat alueellisesti ja voivat vaatia ympäristöltään eri piirteitä.

Tikkanen ym. (2018) tutkimuksessa taas määritettiin maakotkien reviirejä GPS-lähettimiä ja RSF-tyyppisiä funktioita käyttäen. Tutkimuksessa maakotkayksilöitä seurattiin 3 vuoden ajan. Näin saatiin tietoa sijainnin lisäksi myös mm. lintujen lentonopeudesta, suunnasta ja korkeudesta. Myöhemmin tämä tieto yhdistettiin ympäristötietoihin, kuten maaston kaltevuuteen ja metsän tyyppiin. Tutkimuksen

avulla saatiin paljon lisätietoja lintujen käytöksestä ja käytöksen mahdollisista syistä. Tutkimuksen mukaan maakotkat käyttivät suurta reviiriä (pysyen 95 % ajasta keskiarvoltaan 297 km² kokoisella alueella) lentäen jopa 14 km päähän pesästä. Myös reviirien käytön havaittiin olevan epätasaista pesän ympärillä, ja reviirien rajojen muodot vaihtelivat paljon. Parhaan RSF-mallin mukaan lennossa olevat maakotkat suosivat alueita lähellä pesää, kaltevia alueita/jyrkänkaita ja edellyttivät vanhaa metsäaluetta reviirillään. Maakotkat myös välttivät ihmisasutusta ja naapurireviirejä. Tutkimuksesta selvisi myös, että maakotkat suosivat lyhyitä lentoja (ka. 2,2 h), joista keskimäärin 30 % ne lensivät tuulivoimaturbiinin lapojen törmäyskorkeudessa (50–200 m).

Tikkanen ym. (2018) tutkimuksen tuloksissa kuitenkin painotettiin, etteivät pelkät turvavyöhykkeet välttämättä riitä estämään maakotkien ja tuulivoimaloiden törmäyksiä, koska linnut saattavat olla aktiivisia alueilla, jotka sijaitsevat kaukana itse pesimäpaikoista. Samankaltaisten mallien käyttöä myös suositeltiin tulevaisuudessa lievennys- ja kompensointitoimien arviointiin. Näitä tietoja hyödyntäen Tikkanen ym. (2018) myös kehitti tuulivoimaloille sopivan törmäysriskimallin, jota voitaisiin hyödyntää tuulivoimahankkeiden suunnittelussa maakotkareviireillä.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Tutkimuksessa käytetyt aineistot

3.1.1. Keski-Suomen ELY-keskus: Pesäaineistot

Maakotkan pesäaineistot saatiin Keski-Suomen ELY-keskukselta tutkielmaa varten. Mallin valmistuttua ELY-keskus saisi vastineena kartta-aineiston Keski-Suomen alueiden soveltuvuudesta maakotkien elinympäristöksi. Tutkielman kohdealueena

oli Keski-Suomen maakunta, mutta mallin tekoon hyödynnettiin myös maakunnan rajojen ulkopuolella Keski-Suomea vastaavissa olosuhteissa sijaitsevien pesien tietoja, jotta mallin ennustavuus ja sijaintitietojen määrä olisi suurempi. Tutkielmassa päätettiin käyttää vain pesäpaikkoja, jotka olivat olleet maakotkan käytössä n. viimeisen 10 vuoden aikana, ja näin historiallisia pesiä ei käytetty, jotta mallinnus onnistuisi ympäristömuuttujien ja pesinnän paremman vastaavuuden vuoksi varmemmin ja jotta tutkimustulos olisi mahdollisimman ajankohtainen. Yhteensä pesätietoja oli 41 eri pesäpaikalta, joista osa sijaitsi Keski-Suomen ulkopuolella (tekopesiä ei otettu huomioon tutkimuksessa). Aineisto sisälsi tietoja mm. pesäpaikan koordinaateista ja vuosittaisesta seurannasta.

Spatiaalisen autokorrelaation merkityksen tarkistamiseksi MaxEnt-malli tehtiin 41 pesäpaikan (kaikki) lisäksi vain 21 pesäpaikalla (rajoitettu). Rajoitetussa aineistossa 5 kilometrin säteellä olevia vierekkäisiä pesäpaikkoja poistettiin satunnaisesti spatiaalisen autokorrelaation ja valetoston välttämiseksi. Rajoitetut pesäpaikat tarkistettiin myös poiston jälkeen, jotta suosituimmat ja ympäristömuuttujien aikajanaa muistuttavat pesät olisivat silti mukana mallinnuksessa.

3.1.2 Luonnonvarakeskus: Valtakunnan metsien inventoinnin monilähdetietoaineisto (MVMI)

Puustoon ja metsään liittyvät ympäristömuuttuja-aineistot haettiin Luken avoimien aineistojen tiedostopalvelusta (<https://kartta.luke.fi/opendata/valinta.html>). MVMI-aineisto on koottu erilaisista lähteistä mm. satelliittikuvista (Landsat-kuvista), korkeusmalleista ja maastokartoista. Kaikki aineistot olivat valmiiksi ETRS89-TM35FIN-koordinaatistossa, ja ne ladattiin sivustolta GEOTIFF-muodossa. Aineiston alkuperäinen solukoko oli 16 m × 16 m.

Tutkielmassa käytettiin uusinta vuonna 2019 julkaistua aineistoa, joka pohjautuu vuosien 2013–2017 koealatietoon (11 ja 12 VMI) ja vuosien 2017–2018

satelliittikuviin. Tiedoston teemoista (yht. 45) päätettiin hyödyntää kuutta: männyn tilavuutta (kannon yläpuolelta latvaan), puuston ikää (painotettu keski-ikä koealalta), puuston keskipituutta (pohjan pinta-alaa vastaavan pituuden mediaani), kasvupaikkaa (luokat 1–7: 1=lehto, 2=lehtomainen kangas, 3=tuore kangas, 4=kuivahko kangas, 5=kuiva kangas, 6=karukkokangas, 7=kalliomaat, hietikot, kitu- tai joutomaat), latvuspeittävyyttä (kuvaa latvuston osuutta koealan alasta) ja männyn hukkapuuosan tilavuutta (kuvaa määrän tai laadun vuoksi kelpaamatonta puun rungon kuorellisen osan biomassaa). Nämä muuttujat valittiin koska niiden ajateltiin olevan maakotkan pesänvalintaan joko erittäin hyödyllisiä tai haitallisia selittäjiä.

3.1.3 Metsäkeskus: Metsänkäyttöilmoitukset

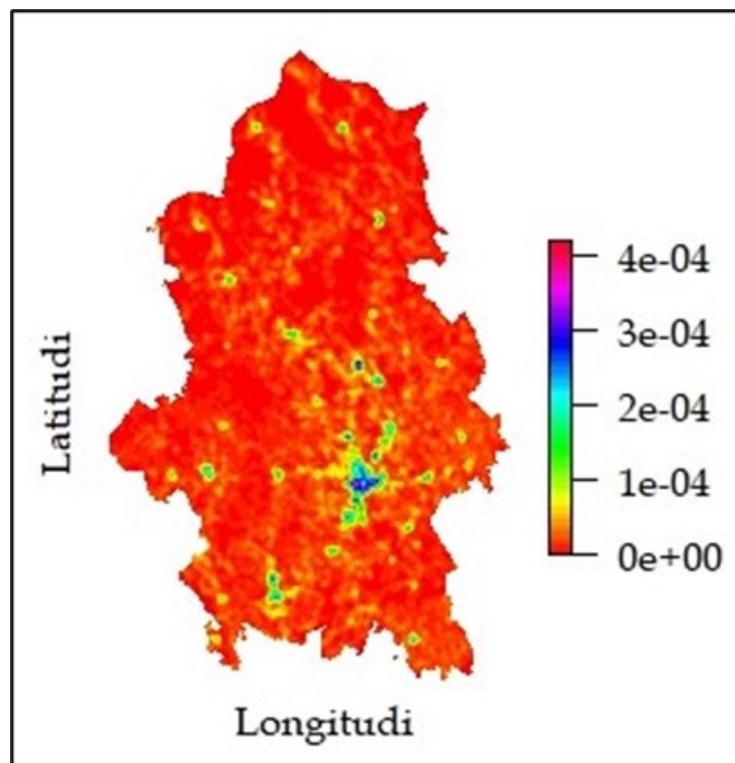
Jotta MVMI-aineiston ajantasaisuutta voitaisiin parantaa, käytettiin myös Metsäkeskuksen metsänkäyttöilmoituksia (MKI) hyödyksi. Metsänomistajan on ilmoitettava 11 pv ennen hakkuutoimia Metsäkeskukselle aikomuksistaan ja toteutettava toimet 3 vuoden kuluttua ilmoituksesta. Tämän takia käytettiin vuosien 2017–2019 hakkuutoimia päivittämään metsäkuntoa vuoden 2020 tasolle, muuntamalla nämä alueet 0-arvoksi kaikissa VMI-tasoissa paitsi kasvupaikka-aineistossa. Hakkuista valittiin käytettäväksi yleisimmät luokat: avohakkuu, ensiharvennus ja harvennushakkuu. MKI-aineistoja vertailtiin myös Global Forest Watch -aineistoon, joka kertoo myös puuston harvenemisestä, ja perustuu Landsat-satelliittikuviin (Hansen ym. 2013).

3.1.4 Maanmittauslaitos (MML): korkeusmalli ja maastotietokanta

Maaston korkeus ja kaltevuus on mainittu tärkeinä maakotkan elinympäristöjen selittäjinä monissa eri tutkimuksissa (Stefănescu ja Bălescu 2019, Ponnikas 2014). Tämän takia valittiin MML:n avoimien aineistojen tiedostopalvelusta 10 m korkeusmalli, josta voitiin laskea ArcMap-ohjelmiston avulla maaston kaltevuus ja

rintensuunta. Aineisto kattoi koko tutkimusalueen ja oli saatavana 10 m × 10 m pikselikoossa (tarkkuus 1,4 m). Aineisto oli myös valmiiksi ETRS89-TM35FIN-koordinaatistossa.

Maanmittauslaitoksen maastotietokantaa hyödynnettiin myös tutkielmassa. Tämä on tarkin vektoriaineisto Suomen maanpiirteistä (tarkkuus 1:5000–1:10000), ja se koostuu 18 eri kohdeluokasta, mm. vesistöistä ja asutuksesta. Tutkielmassa hyödynnettiin rakennusten paikkaa (Kuva 6), josta voitiin laskea tiettyjen rakennusten etäisyyksiä ja tehdä tiheyslaskelmia. Maastotietokannasta hyödynnettiin myös tiestön viiva-aineistoa, josta laskettiin alle 5 m levyisten ja yli 5 m levyisten teiden etäisyysrasteritasoja.



Kuva 6. Maanmittauslaitoksen maastotietokannasta hyödynnettiin mm. rakennusten sijaintitietoja Kernel-tiheystimointitasojen laskuun. Kuvassa kaikkien rakennusten pistetiheys on laskettu 2 km säteellä. Kartta muodostettiin ESRI ArcMap -ohjelmistolla ja Kernel Density -työkalulla. (Kartan muodostamiseen on käytetty Maanmittauslaitoksen maastotietokanta aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021.)

3.1.5 Suomen ympäristökeskus (SYKE): metsänmonimuotoisuus- ja kasvillisuusaineistot

Suomen ympäristökeskuksen latauspalvelun (LAPIO) aineistoja käytettiin täydennyksenä mallin teossa. Lapiro-palvelusta ladattiin maanpeitteestä kertovat Corine 2018 ja Zonation 2018 -tasot. Corine tuotetaan SYKE:ssä paikkatietoaineistojen ja satelliittikuvien perusteella. Aineistossa on eri luokittelutasoja, joiden perusteella voidaan maanpeite luokitella tarkemmin (kolmas luokittelutaso: 44 luokkaa). Corine 2018 -tasoa hyödynnettiin avointen alueiden tunnistamiseen, koska nämä ovat tärkeitä saalistusalueita maakotkalle. Aineisto on saatavissa rasteri- ja vektorimuodossa (rasterisolukoko 20 m × 20 m).

Zonation 2018 -aineisto on metsäanalyysin tulostarkka, joka kuvaa metsän monimuotoisuutta asteikolla 0–1. Karttatasoja on 12 eri versiota (valtakunnalliset ja maakunnalliset tulokset kuuteen eri laskentatapaan liittyen). Tähän tutkielmaan päätin kuitenkin käyttää Keski-Suomen ELY-keskuksen tulostarkkaa ja versiota 6 (solukoko 96 m × 96 m). Versio 6 luokittelu huomioi mm. alueen lahoppuupotentiaalin ja punaisen listan metsälajihavaintoja.

SYKE:n sivuilta päätettiin myös ladata Ranta10-aineisto. Tästä laskettiin myöhemmin järvien ydinestimointitaso. Tämä aineisto pohjautuu MML:n rantaviiva-aineistoon, joka on osa maastotietokantaa. Aineisto oli valmiiksi koottuna polygoni vektorimuodossa (1:5 000-1:10 000).

3.2 Tutkielmassa käytetyt menetelmät

3.2.1 Tutkielmassa käytetyt ohjelmistot

Tutkielmassa paikkatietoaineistojen käsittelyyn käytettiin ArcGIS ArcMap v. 10.6.1 -ohjelmistoa (ESRI, Redlands, CA, USA). Tällä ohjelmistolla aineistoja rajattiin

samaan kokoon ja muotoon. Myös joitakin aineistoja käytettiin laskupohjana uusille tasoille.

VMI-aineistoja päivitettiin MKI-aineistoilla, ja Aggregate -työkalua käytettiin aineistojen rasterisolukokojen muutokseen, eli aineiston yleistämiseen. Tämä tehtiin, jotta kaikki aineistot olisivat joko $160\text{ m} \times 160\text{ m}$ tai $80\text{ m} \times 80\text{ m}$ solukoon mukaisia, koska kyseiset solukoot olivat monien aineistojen alkuperäisten solukokojen monikertoja. Korkeusmalliaineistosta laskettiin Slope -työkalulla maaston kaltevuus ja Aspect -työkalulla maaston rinteensuunta. Maastotietokannasta käytettiin eri rakennusluokkia, joille laskettiin Kernel Density -työkalulla pistetiheystasoja ja Euclidean Distance -työkalulla jatkuva-arvoisia etäisyystasoja. Zonation 2018 -aineistoa yleistettiin myös Resample -työkalulla, ja Corine 2018 -aineistosta eriteltiin sopivat maaluokat ja näille laskettiin ydinestimointitasoja. Kaikki tasot tallennettiin Raster to ASCII -työkalulla oikeaan muotoon. Näin aineistoa muokattiin sopivaksi maksimientropiamallinnukseen MaxEnt 3.4.0 -ohjelmistolla (Phillips ym. 2021). Aineistoja käsiteltiin huomattavasti ennen mallintamisvaihetta, ja tarkat ohjeet eri käsittelyvaiheista löytyvät liitteestä 1. ArcMap-ohjelmistoa käytettiin myös korrelaation ja pääkomponenttianalyysin ajamiseen, sekä MaxEnt-mallin tulostarttojen muotoiluun.

3.2.2 Maksimientropiamallinnus

Maksimientropiamalli perustuu eniten hajautuneen, eli vähiten oletuksia todellisesta jakaumasta sisältävän mallin valintaan. Näin voidaan välttää datasta tehtyjä oletuksia, koska mallin ennustus perustuu mahdollisimman vähän puuttuviin tietoihin (Jaynes 1957, Leonard 2017). MaxEnt-mallin tavoite on siis arvioida lajin esiintymispaikkatietojen ja annettujen taustatietojen (ympäristömuuttujien) yhdenmukaisin jakautuminen tutkimusalueella (Ştefănescu ja Bălescu 2019). Eli malli arvioi lajin esiintymispaikkoja muuttujien arvojen perusteella ja kysyy, onko jokin muu kohdealue sopiva kohdelajille. Tämä perustuu

siihen, että soveltuvassa elinympäristössä lajin esiintymistodennäköisyys kasvaa (Phillips ym. 2004).

Mallinnuksessa määritetään ensin, mitkä muuttujat kuvastaisivat ympäristöä hyvin, ja olisivat kohdelajin levinneisyydelle olennaisia. Mallin ympäristömuuttujien valinta on tärkeää, koska ne vaikuttavat mallin paikkansapitävyyteen merkittävästi. MaxEnt-mallin tarkkuutta lisää myös mahdollisuus sisällyttää useita eri ympäristömuuttujia (Phillips ym. 2004). Muuttujien vaikutuksia malliin voidaan myöhemmin arvioida mallin tuottamista vastekäyristä. Koska malli rakentaa yhtenäisen levinneisyysjakauman kaikista muuttujista, voidaan välttää yksittäisten muuttujien epätasaisten jakaumien suuria vaikutuksia. Myös lajin pesintäpaikkoja tulee olla riittävästi, sillä tämä vaikuttaa suoraan mallin lopputulokseen ja tarkkuuteen, sekä mallin kykyyn selittää levinneisyyttä eri muuttujilla (Parkkinen 2019).

Mallin tulos on rasterikartta maksimientropian esiintymistodennäköisyyksistä, jotka summautuvat lukuun 1. Tulokset voidaan kuitenkin havainnollistaa cloglog-muunnoksella (Gibbsin todennäköisyysjakauma, asteikolla 0–1) kaavan 1 mukaan (Parkkinen 2019).

$$arvo_{cloglog} = 1 - e^{(-cr)}, \quad (1)$$

kaavassa r kuvastaa todennäköisyyttä ja c jakauman entropia-arvoa, muunnettuna eksponenttifunktion avulla (Phillips 2017). MaxEnt-ohjelman oletuskartan väriskaalassa punainen (arvot 1–0,69) kuvastaa hyvin soveltuvaa ennustettua elinympäristöä kohdelajille, vihreä (arvot 0,46–0,69) kuvastaa tyypillistä ennustettua elinympäristöä lajille ja vaalean sininen (arvot 0–0,46) kuvastaa heikosti soveltuvaa ennustettua elinympäristöä lajille (Phillips 2017). Myös muita kynnyсарvoja on käytetty kirjallisuudessa kuvaamaan soveltuvia alueita, joko binäärisellä tulokartalla (sopiva/ei sopiva) tai liukuvilla arvoilla (Liu ym. 2013, Lemoine 2015).

Ajossa mallin sovittaminen alkaa tasaisella lajin levinneisyydellä, joka muuttuu epätasaisemmaksi, kun eri muuttujia sovitetaan malliin. Myös jakauman hyvyysarvo (*gain*) lasketaan vähentämällä esiintymispisteistä vakio, joka sijaitsi tasaisessa jakaumassa (Parkkinen 2019). Kaavan (2) arvo x kertoo esiintymispisteiden todennäköisyyden verrattuna satunnaispisteisiin. Tosin tämä luku ei ole absoluuttinen vaan suhteellinen, jos pikseleiden todennäköisyydet summautuvat lukuun 1 (Phillips 2017). Malli vertaa lajin esiintymispaikkoja satunnaisesti valittuihin taustapisteisiin ja oletusasetus on käyttää 10 000 satunnaispistettä mallin luontiin. Koska tämän tutkielman kohdealue oli suuri, käytettiin mallintamisessa kuitenkin 20 000 satunnaispistettä.

$$e^{gain} = x \quad (2)$$

MaxEnt-ohjelma tuottaa ajon jälkeen myös materiaalia, josta voidaan tarkastella mallinnuksen onnistumista. Kohdealueen sopivuuskartan lisäksi voidaan tarkastella mallin ennustuskykyä ROC-käyrillä (engl. receiver operating characteristic curve), AUC-arvoilla (ROC-käyrän alle jäävä alue) ja jackknife-analyysillä. Mallin testausaineiston voi erotella monella eri tavalla, mutta tutkielmassa päätin käyttää 5-kertaista ristiinvalidointia (Kuva 7), jolloin malli ajetaan 5 kertaa ja joka kerta 1/5 aineistosta käytetään mallin testausaineistona. Näin pesäpaikkoja ei jouduta jakamaan kahteen osaan, vaan jokaista pistettä voidaan käyttää sekä testaukseen että mallinnukseen. Mallinnusvaiheessa testattiin 10-kertaista ja 5-kertaista ristiinvalidointia, mutta koska tulokset olivat samankaltaisia, päätin vähäisen pesäpaikkamäärän takia jakaa aineiston suurempiin osa-alueisiin. Ohjelma laskee myös ajojen vaihteluvälin ja keskihajonnan automaattisesti. Mallinnuksessa päätettiin käyttää myös ohjelman automaattisia muuttujiensovitomenetelmiä (engl. auto features) ja mallin cloglog-karttatulosta. Mutta mallinnus tehtiin ilman muuttujien ääripäiden rajoittamisasetuksia (engl. clamping) ja ekstrapolointiasetuksia (engl. extrapolate), koska niiden vaikutus mallinnustulokseen oli vähäinen.

ROC-käyrä tarkastelee mallin onnistumista, vertaillen oliko kartan pisteessä pesäpaikka vai ei, olematta riippuvainen kynnyksarvoista (Parkkinen 2019). ROC-käyrä siis tunnistaa tyypin I ja II virheitä. Käyrän herkkyyttä voidaan mitata sensitiivisyydellä i.e. "true positive rate", jossa oikein tunnistettujen positiivisten pisteiden lukumäärä jaetaan kaikkien positiivisten pisteiden lukumäärällä (myös väärin ennustettujen negatiivisten pisteiden lukumäärällä). Tai spesifisyydellä, jossa oikein tunnistetut negatiiviset pisteet jaetaan kaikilla negatiivisilla pisteillä i.e. "true negative rate" (Phillips ym. 2006). ROC-käyrän y-akseli kuvastaa sensitiivisyyttä ja x-akseli 1-spesifisyyttä. Kuvaajaan muodostuu käyrä pisteen sijaan, koska luokittelun kynnyksarvoa varioidaan kuvaajaa piirrettäessä. AUC-alue taas kertoo ROC-käyrän alle jäävästä alueesta eli todennäköisyydestä, jossa satunnainen piste luokitellaan oikein. AUC-arvo vertailee, kuinka usein esiintymispisteiden satunnaisjoukko on suurempi, kuin ROC-käyrän alle jäävä pinta-ala verrattuna taustapisteistä valittuun joukkoon. Mitä lähempänä AUC-arvo on lukua 1, sitä luotettavampi malli on, ja jos AUC-arvo jää alle 0,6 mallia voidaan yleisesti pitää huonona, sillä AUC-arvo 0,5 tarkoittaa mallin olevan yhtä luotettava kuin satunnainen arvaus kahden vaihtoehdon välillä. MaxEnt-malli ei voi koskaan saavuttaa AUC-arvoa 1, koska siitä puuttuvat varmat negatiiviset osumat. Tämä kuitenkin korjataan nimeämällä pisteet ilman pesäsijaintia pseudonegatiivisiksi ja pesäpisteet positiivisiksi. Näin malliin voidaan syöttää satunnaisotos molemmista joukoista. Koska tunnettuja negatiivisia pisteitä ei ole, AUC-arvon maksimiarvo on kaavan 3 mukainen, jossa α kuvaa pesäpisteiden osuutta kaikista pikseleistä (Parkkinen 2019).

$$AUC_{max} = 1 - \frac{\alpha}{2} \quad (3)$$

Jokaisen ympäristömuuttujan merkitystä mallissa voidaan arvioida myös Jackknife-testin avulla (Kuva 7). Testissä yksi muuttuja poistetaan mallista kerrallaan ja malli sovitetaan uudelleen, tämän jälkeen malli sovitetaan vain

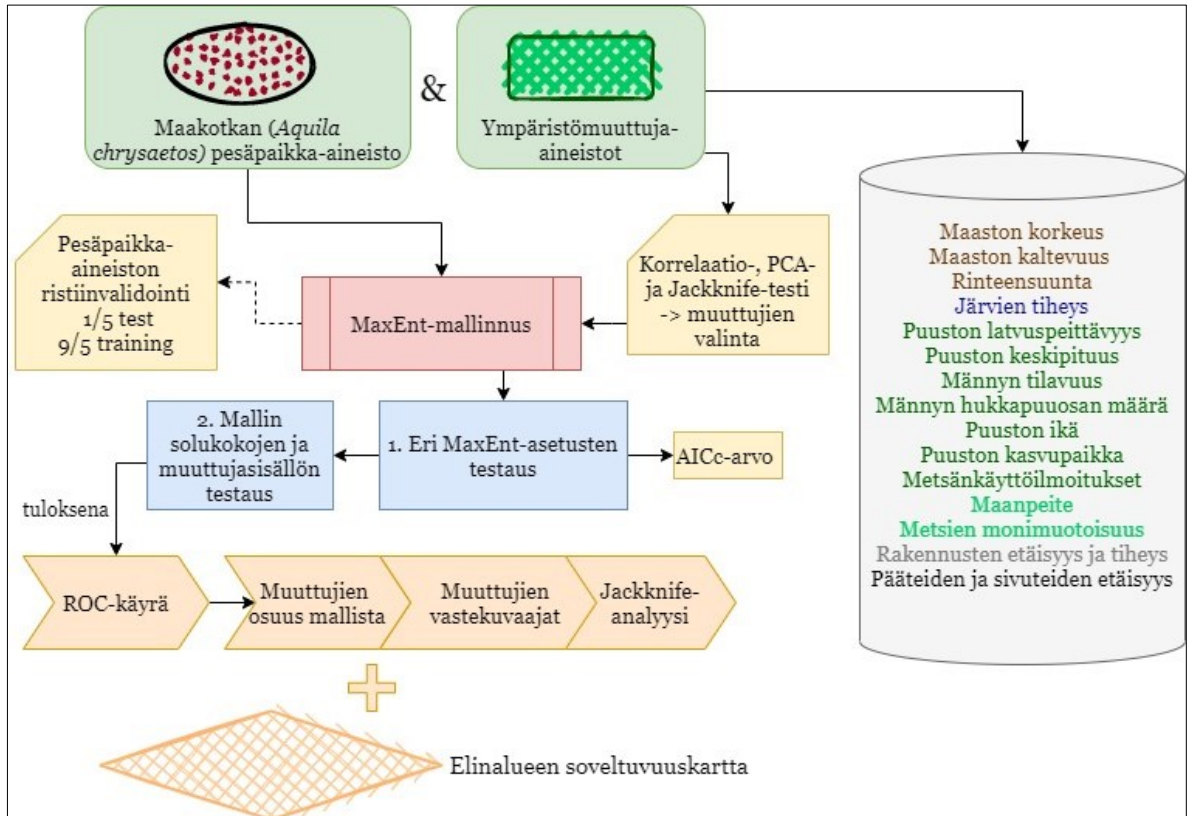
kyseisellä muuttujalla. Testi sovittaa viimeisenä kertana mallin kaikilla muuttujilla (Phillips 2017). Nämä kolme tapaa antavat AUC-arvon mallin luontiaineiston hyvyysarvolle (engl. regularized training gain) ja mallin testiaineiston hyvyysarvolle (engl. test gain). Näistä testiaineiston hyvyysarvon Jackknife-tuloksia voidaan käyttää mallin muuttujien merkitsevyysanalyysiin.

SDM-malleja voidaan myös testata muilla tilastollisilla menetelmillä, riistiinvalidoinnin ja AUC-arvon lisäksi. Suosittuja menetelminä ovat mm. TSS-arvon (True skill statistic) (Velasco ja González-Salazar 2019) ja kappa-kertoimen lasku (Hoehler 2000). AIC-arvoa (Akaiken informaatiokriteeri) voidaan myös käyttää eri mallien valintaan, mutta tätä menetelmää on kritisoitu MaxEnt-mallien arvioinnissa (Velasco ja González-Salazar 2019). Myös AICc-arvoa on hyödynnetty mallille parhaan regularisointikerroimen (engl. regularization multiplier) valinnassa (Glover-Kapfer 2015) (Kuva 7). Isompi regularisointikerroin tekee mallin ennustamista todennäköisyyksistä usein suurempia ja laaja-alaisempia. AIC-arvoja MaxEnt-ohjelma ei kuitenkaan laske automaattisesti, joten ne pitää laskea tulosten lisäksi erikseen.

Mm. Simoes ym. (2020) suosittelivat 3 eri kriteerin käyttöä mallien valitsemiseen. Ensimmäisenä ROC-käyrien analysointia (engl. omission rate), tämän jälkeen mallin ennusteen merkitsevyyden tarkastelua ja viimeisenä mallin ylisovittamisen tarkastelua AICc-arvojen avulla. AICc-arvoa voidaan käyttää parhaan yksinkertaisen ja kompleksin mallin välimuodon löytämiseen, mutta se on huono indikaattori mallin maantieteellisen ennusteen tarkkuudesta. AICc-arvo laskettiin tutkielmassa kaavan 4 mukaisesti, jossa K kuvaa mallin parametrien määrää, n mallin rakentamiseen käytettyjen pesäpaikkojen määrää ja $\log Lik$ luonnollisella logaritmillä muunnettujen käsittelemättömien pesäpaikka-arvojen summaa.

$$(2 * K - 2 * \log Lik) + (2 * K) * (K+1) / (n - K - 1) \quad (4)$$

Koska pesäpaikkojen määrä oli rajallinen, oli AICc-arvo laskettava Glover-Kapfer (2015) artikkelin mukaisesti, vaikka R-ohjelmistolla maksimientropiamallien AIC-arvojen lasku on myös mahdollista yksinkertaisemmalla komennolla.



Kuva 7. Yhteenvedo tutkielman MaxEnt-mallinnuksen vaiheista.

3.2.3 MaxEnt-mallinnukseen valitut muuttujat ja asetukset

MaxEnt-mallinnus tehtiin useita kertoja, jotta saataisiin kuva parhaiten maakotkan pesintäaluetta selittävistä muuttujista. Myös erilaisia mallinnusasetuksia testattiin samaan aikaan parhaan lopputuloksen saamiseksi. Lopuksi malleja vertailtiin toisiinsa AUC-, TSS- ja AICc-arvoilla (parhaan mallin ympäristömuuttujien PCA- ja korrelaationtulokset löytyvät liitteestä 2). Vertailua tehtiin myös Hannu Tikkasen tekemään koko Suomen kattavaan maakotkamalliin, joka oli rakennettu BRT-menetelmällä (boosted regression trees).

3.2.3.1 Malliversiot 1

Ennen maksimientropiamallinnusta tarkastettiin aineiston selittävien muuttujien korrelaatioita ja tehtiin aineistoille pääkomponenttianalyysi (Liite 2). Näiden tutkimusten tulokset osoittivat vahvaa korrelaatiota eri VMI-tasojen välillä, molemmissa rasterisolukoissa. Lisäksi pääkomponenttianalyysin mukaan aineistoja oli liian useita käytössä, koska kaikki tasot eivät tuoneet kovinkaan paljon lisää variaatiota aineistoon.

Tämän takia testattiin samankaltaisia ja vaihtoehtoisia tasoja malleissa. Malleja tehtiin ensin VMI miinus MKI-tasoilla (5 vaihtoehtoa), VMI miinus Forest Watch-tasolla (5 vaihtoehtoa), rakennustasoilla (6 vaihtoehtoa) sekä avoinaluetasoilla (2 vaihtoehtoa). VMI-aineistoa, josta oli vähennetty MKI-hakkuualueet päätettiin käyttää, koska VMI miinus MKI mallien AUC-arvo oli 80 m × 80 m mallissa korkeampi kuin VMI miinus Forest Watch-mallissa. Täten VMI miinus MKI -tasot olivat parempia selittäjiä mallinnettaessa maakotkan pesäpaikkoja. Aineistojen ennustavuuden erot olivat kuitenkin pieniä, sillä 160 m × 160 m malleilla AUC-arvot olivat samat. VMI miinus MKI tasoista parhaita selittäjiä olivat puiden latvuspeittävyys ja männyn hukkapuun määrä. Heikoimpia mallin selittäjiä olivat männyn tilavuus ja puuston keskipituus. Tämä nähdään MaxEnt-mallin tekemästä merkitsevyysarvioinnista. Koska latvuspeittävyys korreloi vahvasti puiden keskipituuden ja puuston iän kanssa, $|r| \geq 0,7$, päätettiin keskipituus ja puuston ikä poistaa lopullisten mallien ympäristömuuttujista. Myös männyn tilavuudella oli vähäinen osuus mallista, ja näin ollen sekin poistettiin malliversioista 1.

Asutustasoista vastekäyrien perusteella parhaita selittäjiä olivat asuntojen ydinestimointi ja asuntojen etäisyys -tasot. Koska asuntojen ydinestimointi ja kaikkien rakennusten ydinestimointi korreloivat vahvasti (Liite 2). Päätettiin lopullisessa mallissa käyttää kaikkien rakennusten tiheyttä ja vakituisesti asuttujen rakennusten etäisyyttä. Loma-asuntojen etäisyys tai ydinestimointi ei ollut tärkeä

selittäjä, esim. mökkien etäisyyden pois jättö ei 160 m × 160 m mallissa olisi heikentänyt mallia lainkaan. Tämän takia myös muuttajat loma-asuntojen etäisyys ja ydinestimointi päätettiin jättää pois malliversioista 1.

Avoinalueitasoista 1 km etäisyydellä laskettu ydinestimointitaso oli malleissa selvästi parempi selittäjä maakotkan elinympäristölle, kuin 500 m etäisyydellä luotu ydinestimointitaso. Avoin 1 km -tasoa päätettiin tämän takia käyttää.

Koska tasojen vaihtoehtoja oli paljon, päätettiin myös pääkomponenttianalyysi tehdä uudestaan alustavilla muuttujavalinnoilla ennen mallinnusta (Taulukko 1). Tämän tuloksena päätettiin myös ympäristömuuttajat Zonation 2018 ja rinteensuunta karsia, koska ne eivät lisänneet tasojen variaatiota merkittävästi. Ensimmäisellä mallinnuskierroksella testattiin myös kaikkien pesäpaikkojen ja rajoitettujen pesäpaikkojen käyttöä. Koska kaikissa malleissa kaikilla pesäpaikoilla luodut mallit saivat korkeamman AUC-arvon, päätettiin näitä käyttää vastaisuudessa.

3.2.3.2 Malliversiot 2

Vaikka 1, mallintamiskierroksen tulokset olivat hyviä, päätettiin testata malleja myös kaikilla ympäristömuuttujilla. Tässä vaiheessa lisättiin myös järvien ydinestimointitaso ympäristömuuttujalistaan (Taulukko 1). Toisen mallintamiskierroksen perusteella rinteensuunta, puuston iän ja männyn tilavuuden poisto muuttujalistasta oli olennaista. Seuraavaan malliin haluttiin sisällyttää myös mökkien etäisyys, puuston keskipituus ja Zonation 2018 -tasot. Lisäksi haluttiin poistaa puuston kasvupaikkataso, koska sen vaikutus malliin oli vähäistä.

3.2.3.3 Malliversiot 3

Malliversioissa 3 ympäristömuuttujalista päivitettiin 2. mallintamiskierroksen perusteella. Muuttujalistaan lisättiin myös 2 tiestä kertovaa tasoa, ja nämä osoittautuivat hyviksi mallin selittäjiksi, joten ne päätettiin sisällyttää malliin (Taulukko 1). Tässä vaiheessa testattiin myös mallien ennustavuutta logistisella mallinnustuloksella ja regularisointikertoimen arvon kasvattamisella. Regularisointikerroin avartaa mallia, niin että suurempi alue saa heikomman ennusteen, eikä malli takerru yksittäisten muuttujien arvoihin niin paljon.

Taulukko 1. Malliversioissa käytetyt ympäristömuuttujat.

1. mallintamiskierros	2. mallintamiskierros	3. mallintamiskierros
Rakennusten ydinestimointi	Rakennusten ydinestimointi	Rakennusten ydinestimointi
Avoin reuna-alue ydinestimointi	Avoin reuna-alue ydinestimointi	Avoin reuna-alue ydinestimointi
Puuston kasvupaikka	Mökkien etäisyys	Sivuteiden Etäisyys
Puuston latvuspeitto	Puuston latvuspeitto	Puuston latvuspeitto
Maaston kaltevuus	Maaston kaltevuus	Maaston kaltevuus
Asuntojen etäisyys	Puuston keskipituus	Mökkien etäisyys
Maaston korkeus	Asuntojen etäisyys	Suurteiden Etäisyys
Järvien ydinestimointi	Maaston korkeus	Asuntojen etäisyys
Männyn hukkapuubiomassa	Järvien ydinestimointi	Maaston korkeus
	Männyn hukkapuubiomassa	Järvien ydinestimointi
	Zonation 2018	Männyn hukkapuubiomassa
		Zonation 2018
		Puuston keskipituus

3.2.4 Maakotkien RSF-reviirimallinnus

Maakotkaparien reviirien alueellista käyttöä haluttiin myös tarkastella, jotta voitaisiin saada mahdollisimman tarkka kuva maakotkien todellisesta elinympäristöstä. Tähän käytettiin Tikkanen ym. (2018) luomaa RSF-mallia. RSF-mallin luomiseen tarvitaan maakotkien GPS seuranta-aineistoa, jota ei ollut saatavilla tähän projektiin kohdealueen reputettujen maakotkien vähäisen määrän vuoksi. Tämän takia toisen tutkimuksen parasta mallia sovellettiin Keski-Suomen maakotkareviireillä. RSF-mallin sisältämiä tasoja oli myös päivitetty vuoden 2018 julkaisun jälkeen, mutta mallin luontiin käytetyt menetelmät pysyivät samankaltaisina. Uudistetun mallin tiedot ja mallinnustulokset Keski-Suomen pesille saatiin käyttöön Hannu Tikkasen luvalla.

Tikkanen ym. (2018) mallin teko aloitettiin arvioimalla ensin reviirien laajuus, reputettujen yksilöiden käyttämän alueen perusteella. Tämä muodostettiin katsomalla kaukaisimpia havaintoja, ja muodostamalla käytön keskipiste, jota käytettiin pyöreän puskurin keskipisteenä. Tämän jälkeen alueella, jonne 95 % GPS-havainnoista sijoittui, osoitettiin satunnaispisteitä ($1,5 * \text{havaintopisteiden määrä}$). Tämän jälkeen jokaiselle satunnais- ja havaintopisteelle määritettiin ympäristömuuttujien arvot valituista tasoista. Päivitetyssä mallissa käytettiin 8 tasoa: etäisyyttä vakinaiseen asuntoon, väestön määrää 1000 m etäisyydellä, maaston kaltevuutta, puuston ikää, harvapuustoisien alueen määrää 200 m etäisyydellä, vesistön paikkaa (0/1), suonreunojen määrä 200 m säteellä ja etäisyyttä pesään (Taulukko 2). Nämä ympäristömuuttujat oli testattu ja havaittu mallin selittäjinä tärkeiksi.

Taulukko 2. Parhaan päivitetyn RSF-mallin selittäjät (Tikkanen ym. 2018).

Selittäjä	Kerroin
Vakiotermi	-0.428
Etäisyys vakinaiseen asuntoon	0.073
Väestön määrä 1000 m etäisyydellä	-2.129
Maaston kaltevuus	0.166
Harvapuustoisien alueen määrä 200 m etäisyydellä	0.027
Puuston ikä	0.005
Suonreunanmäärä 200 m säteellä	0.067
Vesistö (0/1)	-1.391
Etäisyys pesään	-0.303

Pisteiden (havainto- ja satunnaispisteiden) mallintaminen suoritettiin binääristä logistista regressioanalyysiä käyttäen, joka toteutettiin yleistetyllä lineaarisella sekamallilla R-ohjelmistossa. Mallin muuttujia eliminoitiin varianssi-inflaatiokertoimen (VIF=3) avulla, ja suurta multikolinearisuutta sisältävät muuttujat poistettiin mallista. Mallin spatiaalista autokorrelaatiota pyrittiin välttämään Moran's Index -testiä käyttämällä ja korjausmuuttujalla, jota käytettiin kaikki aineistot sisältävässä mallissa, parhaiten selittävien muuttujien päättämiseksi.

Tutkimuksessa paras malli päätettiin alhaisimman AIC-arvon avulla, ja tätä vertailua varten selittävät aineistotasot normalisoitiin ja keskitettiin. Koska monien mallien AIC-arvot olivat samankaltaisia, mallien keskiarvottamista (model averaging) käytettiin myös parhaiten selittäjien tunnistamiseksi. Ajallista autokorrelaatiota vältettiin myös käyttämällä vain yhtä seurantapistettä per päivä.

Tämän jälkeen mallin suorituskykyä testattiin ristiinvalidoinnilla, jakamalla aineisto 5 ryhmään, joista 4 ennustivat viidennen testiaineiston reviiirinkäyttöä. Parhaiden muuttujien malli ajettiin 25 % aineistolla (joka toistettiin 100 kertaa), liian läheisten pisteiden ja spatiaalisen autokorrelaation välttämiseksi. Lopuksi mallin onnistumista arvioitiin AUC-arvolla, joka osoitti hyvää ennustuskykyä (parhaan mallin ennustuskyky vuonna 2018 vaihteli 5 reviiirin kohdalla $AUC = 0.77-0.86$). Mallia on myös myöhemmin vertailtu muihin pesäpaikkoihin ja reputettuihin maakotkiin, ja uusien reviiirien tulokset ovat olleet toimivia ja paikkansapitäviä.

Parhaan mallin kertoimia ja ympäristömuuttujia hyödynnettiin myös Keski-Suomessa uusien reviiirien ennustamisessa. Mallin avulla luodut kartat tehtiin kertomalla ympäristömuuttujan arvo vastaavalla kertoimella, ja ottamalla näiden tasojen summa (Tikkanen ym. 2019). Tämän jälkeen voitiin muuntaa pikseleiden logit-arvot odds-arvoksi, eksponenttifunktion avulla. *Odds*-arvo kuvastaa reviiirin käytön suhteellista todennäköisyyttä kaavan 5 mukaisesti (Tikkanen ym. 2018).

$$odds = p / (1 - p) \quad (5)$$

Tällöin *odds*-arvo 0,33 vastaa 0,5 todennäköisyyttä ja käytön satunnaista ennustetta kaavan 6 mukaisesti.

$$p = odds / (1+odds) = 0,5 / (1+0,5) = 0,33 \quad (6)$$

Lopulta mallin lopputulos esitettiin noin 100 m × 100 m rasterisolukoossa. Maakotkan elinympäristö- ja reviiirimallinnuksen jälkeen päätettiin myös Kannonkoskelle tehdä potentiaalisten pesäpaikkojen reviiirimallinnus. Paikan valintaan vaikuttivat alueella tehdyt maakotkahavainnot, suojelualueen läheisyys (Pyhä-Häkin kansallispuisto), sekä alueelle suunniteltu tuulivoimahanke. Tämän mallinnuksen toteutusta pohdittiin ja ensimmäisenä vaihtoehtona oli jättää mallista pois pesäetäisyys-ympäristömuuttujataso, koska todellista pesää ei ole ja siten etäisyyttä pesään ei voida tarkasti tietää, mutta tämän arveltiin vaikuttavan liian

paljon mallin tuloksiin. Toisena vaihtoehtona oli sijoittaa hypoteettinen pesäpaikka ennusteiden ja arvioiden mukaan, ja laskea näistä pesistä uusi pesäetäisyystaso, jota käytettäisiin mallinnuksessa.

Mallia varten päädyttiin asettamaan potentiaalisia pesäpaikkoja maastoon sekä elinympäristömallinnuksen (5 kpl) että asiantuntija-arvion (2 kpl) perusteella. Näin saataisiin 2 potentiaalista reviirimallinnusta, joita voitaisiin vertailla. Molempia reviirimallinnusaineistoja, joihin oli lisätty potentiaalisia pesäpaikkoja, verrattiin myös alkuperäiseen mallinnustulokseen. Myös elinympäristömallinnuksen mukaan valittuja pesäpaikkoja siirrettiin hiukan, jotta ne olisivat maastossa pesintään sopivalla alueella.

Tulosten vertailu tehtiin ArcMap-ohjelmistolla, Band Collection Statistics -työkalun avulla, jolla vertailtiin tasojen korrelaatiota, ja Raster Calculator -työkalun avulla, jolla vertailtiin kartta-aineistojen erotuksia, sekä Zonal statistics as table -työkalulla.

Lopuksi päätettiin myös maakotkaparien keskimääräinen lentoaika jyvittää mallinnetuille reviireille. Tämä toteutettiin jakamalla lentoaika spatiaalisesti RSF-mallin mukaan reviirille. Reviirien koko määriteltiin Euclidean allocation -työkalun avulla ESRI ArcMap -ohjelmistolla, jossa maksimietäisyys pesästä oli 12 km. Ensin kuitenkin reviirin odds-arvot normalisoitiin, jakamalla ne reviirin odds-ennusteiden summalla ($\text{odds-arvo} / \text{summa}(\text{odds-arvot})$) (Tikkanen ym. 2018). Tämän jälkeen käytön normalisoitu estimaattori kerrottiin seurattujen maakotkien vuosittaisella lentoajan keskiarvolla (1150 h per vuosi, arvo Hannu Tikkasen tutkimusten perusteella).

Päätettiin myös etsiä mahdollisia tuulivoimahankkeita (YVA-vaiheessa), jotka sijaitisivat mallinnetuilla reviirialueilla. Sopiva tapaustutkimuskohde oli Nikaran tuulivoimahanke Multian kunnasta (Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2020, Passoja ja Huhtinen 2021). Energiequelle Oy:n tuulivoimalahanke valittiin,

koska sitä oli kaavailtu lähelle ja osittain myös maakotkareviirille. Tästä syystä Multian reviirin ja hankealueen päällekkäisyyttä tarkasteltiin tarkemmin.

4 TULOKSET

4.1 MaxEnt-mallien vertailu ja parhaan mallin valinta

Kaikki mallit osoittautuivat AUC-arvoltaan erittäin hyviksi (yli 0,9). Vertailun perusteella 1. mallintamiskierroksen mallit olivat kuitenkin heikoimpia ennustavuudeltaan, kun taas toisen ja kolmannen mallintamiskierroksen mallit olivat AUC-arvoiltaan hyvin samakaltaisia (Taulukko 3). Paras malli oli AUC-arvon perusteella versio 3: 80 m × 80 m malli, jossa käytettiin regularisointikerrointa 2,5. Koska AUC-arvoissa oli kuitenkin vain vähän eroavaisuuksia, päätettiin myös laskea TSS-arvojen vertailu. Koska TSS-arvo lasketaan binäärisille tuloksille, käytettiin mallin jakamisen kynnyksarvona malliajosten maxSSS-tulosten keskiarvoa (engl. maximum test sensitivity plus specificity). Vaikka maxSSS-arvojen vaihtelu ajosten välillä oli suurta, olivat kaikkien ajosten binääriset ennusteet testipisteille parempia kuin satunnainen ennuste $|p| < 0,01$. Tulokset olivat erilaisia, mutta myös kaikki toisen ja kolmannen mallintamiskierroksen TSS-arvot olivat korkeita osoittaen hyvää ennustavuutta (yli 0,8). TSS-arvon perusteella parhaat mallit olivat versio 2: 80 m × 80 m ja versio 3: 160 m × 160 m mallit. Huomattavaa oli, että regularisointikerroin 2,5 mallit saivat ylipäättään heikommat TSS-arvot. AICc-arvot eivät myöskään noudattaneet täysin AUC-arvojen järjestystä parhaista malleista. AICc-arvoissa pienin luku katsotaan paremmaksi, jolloin malli on monimutkaisuudeltaan sopivin kyseisellä aineistolla. Vaikka malli 3: 80 m × 80 m ei sisältänyt parasta AICc-arvoa, oli sen AICc-arvo kuitenkin suhteellisen pieni, kun otetaan huomioon suurempi pesämäärä, jolla malli rakennettiin. Nämä tiedot

huomioon ottaen parhaaksi malliksi valikoitui malliversio 3: 80 m × 80 m, joka oli laskettu kaikilla pesäpaikoilla (Taulukko 3).

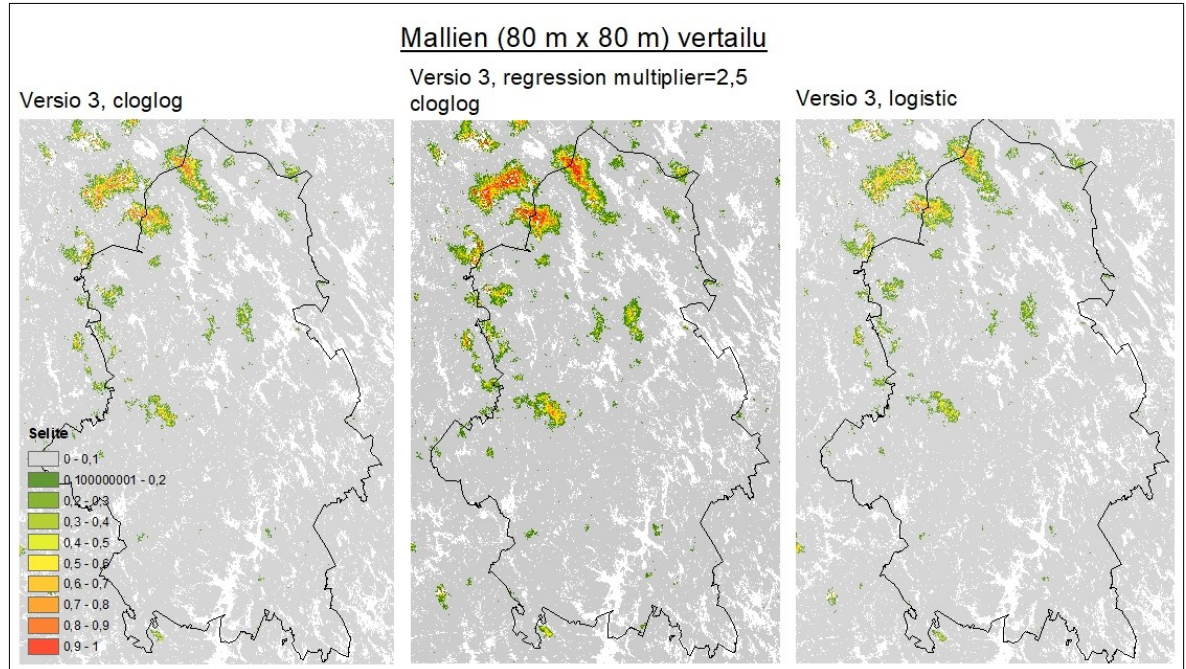
Taulukko 3. MaxEnt-mallien AUC-, TSS-, ja AICc-arvot.

Malli	Ajojen testidatan AUC-keskiarvo	Ajojen testidatan TSS-keskiarvo	Ajojen AICc- keskiarvo
v.1 80 x 80 kaikki pesät	0,963	0,832	409,2
v.1 80 x 80 rajatut pesät	0,943	0,667	238,5
v.1 160 x 160 kaikki pesät	0,968	0,862	388,9
v.1 160 x 160 rajatut pesät	0,943	0,724	242,1
v.2 80 x 80	0,973	0,880	387,5
v.2 160 x 160	0,971	0,860	395,3
v.3 80 x 80	0,977	0,832	330,4
v.3 160 x 160	0,975	0,873	358,2
v.3 80 x 80 *rk. = 2,5	0,981	0,823	1000,4
v.3 160 x 160 *rk. = 2,5	0,978	0,850	521,5
v.3 80 x 80 logistinen	0,977	0,857	330,4
v.3 160 x 160 logistinen	0,975	0,835	357,0

*rk. = regularisointikerroin

Mallien AUC-, AICc- ja TSS-arvojen lisäksi tarkastettiin myös mallien karttamuotoiset ennusteet. Regularisointikertoimen kasvattaminen näkyi mallin kartta ennusteessa, koska se lisäsi hyvin sopivien alueiden laajuutta ja ennustettua todennäköisyyttä. Kaikkien mallien ennusteista erottuivat kuitenkin samat alueet, vaikkakin hieman erilaisilla ennustetuilla todennäköisyyksillä (Kuva 8). Myös

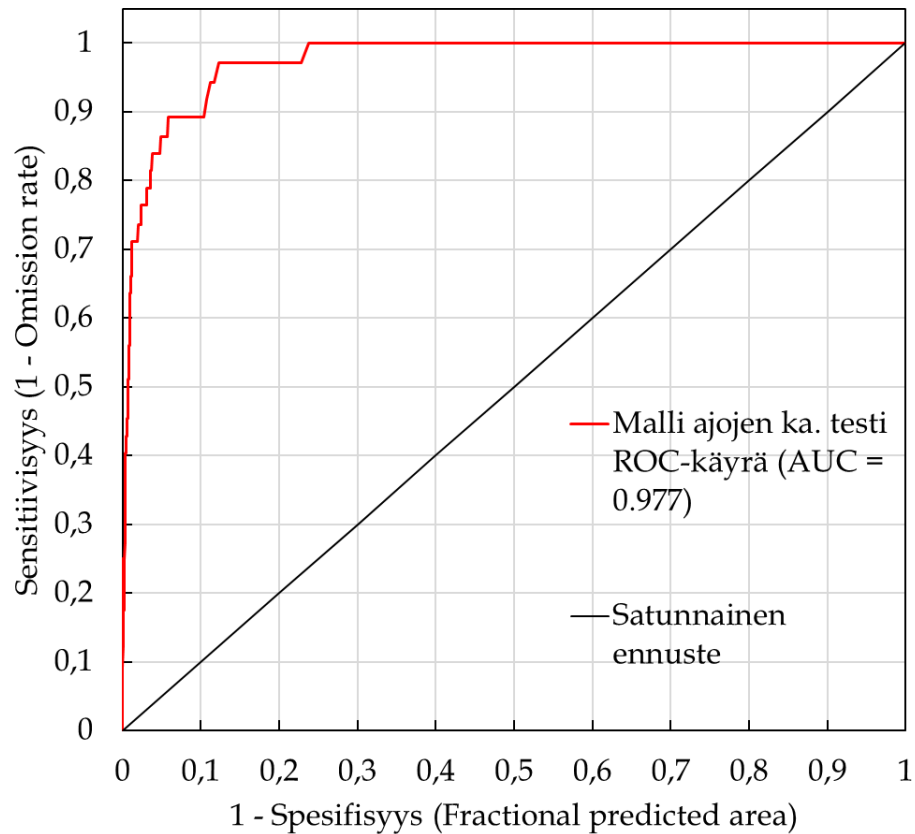
tämän takia päädyttiin lopulta valitsemaan cloglog-asteikolle muunnettu malliversio 3: 80 m × 80 m parhaaksi malliksi.



Kuva 8. Karttavertailu eri mallien ennustamista elinympäristön soveltuvuuksista. Punainen indikoi hyvää pesäpaikkaa ja harmaa väri kuvaa hyvin heikkoa tausta aluetta. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021).

4.2 Elinympäristömallinnuksen tulokset

Malliversio 3: 80 m × 80 m ennustavuus oli erinomainen, joka ilmenee mallin ROC-käyrästä ja AUC-arvosta (Kuva 9). Käyrä eroaa selkeästi satunnaisesta ennusteesta, mikä antaa luotettavuutta mallin tuloksiin.



Kuva 9. Malliversion 3: 80 m × 80 m, kaikilla pesäpaikoilla muodostettu ROC-käyrä. Suorakulmainen käyrä kertoo erinomaisesta lajin pesäpaikkojen ennustamisesta. Musta viiva kuvaa satunnaista ennustavuutta. X-akseli kuvastaa mallin ajojen keskiarvoista satunnaispisteiden spesifisyyttä ja y-akseli sensitiivisyyttä.

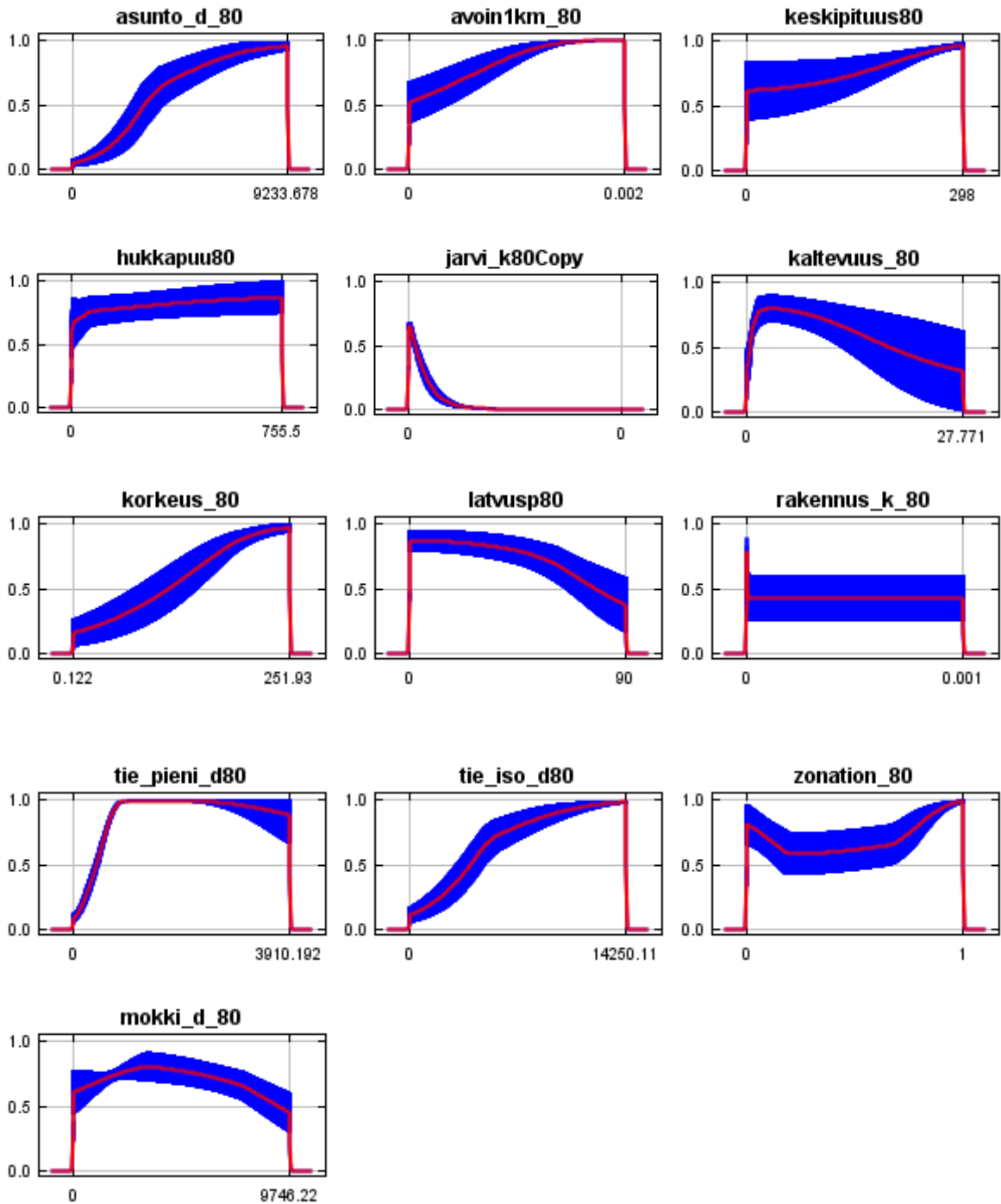
Mallin tuloksista eriteltiin myös ympäristömuuttujien merkitystä mallin rakentamiseen ja pesäpaikkojen tunnistamiseen. Erityisesti kaikkien rakennusten tiheys, asuinrakennusten etäisyys ja isojen teiden etäisyys olivat mallissa tärkeitä selittäviä muuttujia (Taulukko 4). Myös järvien ydinestimointitason korvaaminen satunnaisluvulla, aiheuttaisi mallin huomattavaa heikkenemistä, vaikka sen osuus mallia rakennettaessa oli pieni.

Taulukko 4. Mallin ympäristömuuttujien osuus mallista ja mallin heikkeneminen, jos kyseinen muuttuja korvattaisiin satunnaisluvuilla.

Muuttuja	Muuttujan lyhenne	Osuus mallista (%)	Mallin heikkeneminen (%)
Rakennusten ydinestimointi	rakennus_k_80	32,2	6,6
Asuntojen etäisyys	asunto_d_80	23,7	14,7
Suurteiden etäisyys	tie_iso_d80	13,3	18,4
Zonation 2018	zonation_80	12,4	6,7
Avoimen reuna-alueen ydinestimointi	avoin1km_80	10	4,1
Sivuteiden etäisyys	tie_pieni_d80	2,5	8
Maaston kaltevuus	kaltevuus_80	1,8	2,6
Maaston korkeus	korkeus_80	1,5	3
Järvien ydinestimointi	jarvi_k80Copy	1	27,7
Mökkien etäisyys	mokki_d_80	0,7	3,4
Puuston latvuspeittävyys	latvusp80	0,4	1,6
Männyn hukkapuubiomassa	hukkapuu80	0,4	1,3
Puuston keskipituus	keskipituus80	0,1	1,8

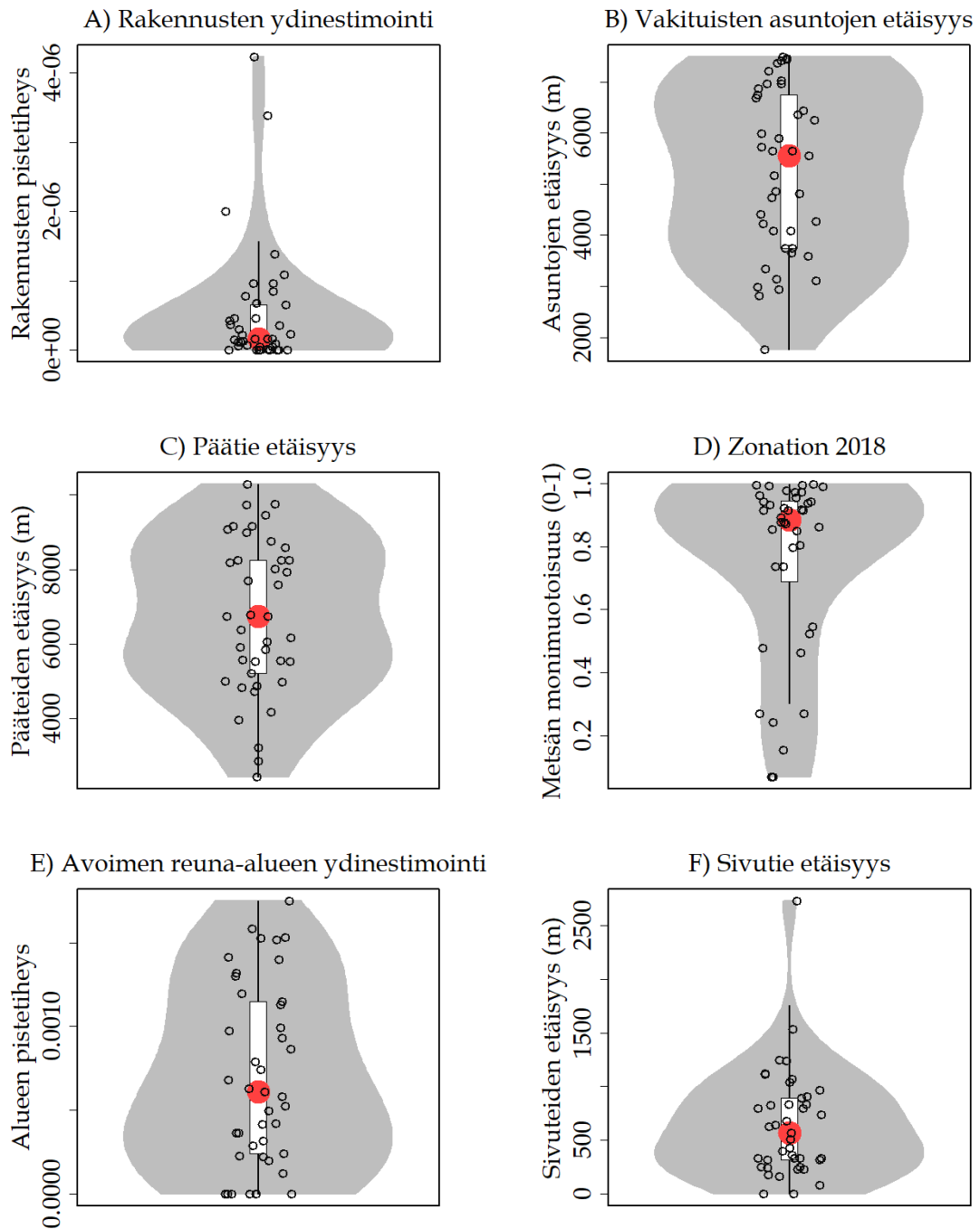
Paremmen kuvan eri muuttujien merkityksestä mallissa saa muuttujakohtaisista vastekuvaajista. Näistä voidaan tarkastella muuttujien arvojen vaikutusta ajojen keskiarvolliseen cloglog-arvoon eli lajin esiintymisen ennustettuun todennäköisyyteen. Mm. maaston korkeuden, asuntoetäisyyden ja teiden etäisyyden kasvu lisäsivät elinympäristön todennäköisyyttä, kun taas latvuspeittävyys ja järvien tiheyden kasvu vähensivät mallin cloglog-ennustetta

(Kuva 10). Ainoana tasaisena vastekuvaajana mallissa näkyi rakennusten ydinestimointimuuttuja, joka vaikuttaa hyvin pienillä luvuilla voimakkaasti todennäköisyyksien kasvuun, mutta suuremmilla arvoilla muuttujan vaikutus pysyy hyvin tasaisena. Tämä voi kertoa pesien sijainnin olevan vain harvaan asutuilla alueilla, minkä takia muuttujan vastekuvaaja on kynnysmäinen.



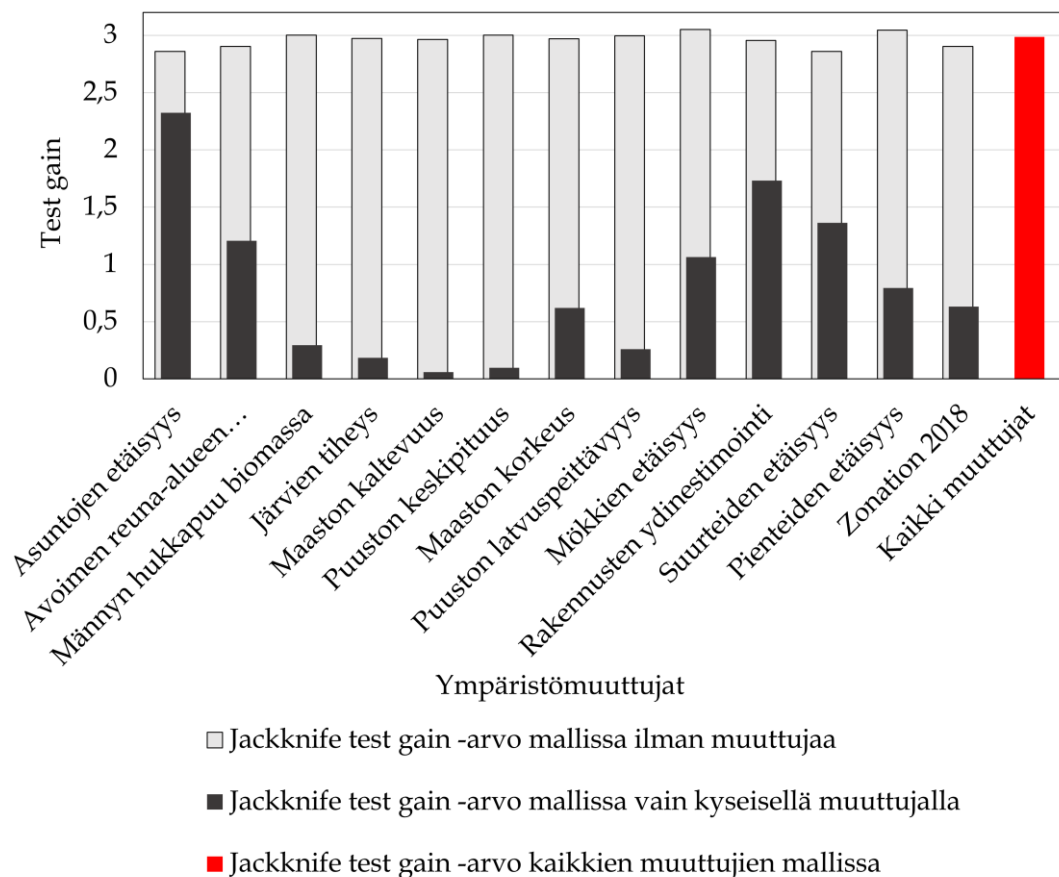
Kuva 10. Elinympäristömallin muuttujien vastekuvaajat. Punainen viiva kuvaa ajojen keskiarvoa ja sininen alue ajojen 1 σ keskihajontaa. Vastekuvaajista voidaan nähdä muuttujien vaikutus lajin esiintymisen ennustettuun todennäköisyyteen (cloglog-arvoon). Vastekuvaajien otsikoiden lyhenteet löytyvät taulukosta 4.

Mallin parhaita selittäviä ympäristömuuttujia päätettiin myös tarkastella lisää kuvaamalla näiden antamia arvoja pesäpaikoilla (Kuva 11). Rakennustiheysmuuttujan arvot ovat hyvin alhaisia pesäpaikoilla, mikä tarkoittaa lajin suosivan syrjäisiä pesäpaikkoja, tämä voi myös olla osasyynä muuttujan vastekuvaajan muotoon. Myös pesäpaikkojen asuntoetäisyyden mediaani tukee tätä väitettä, sillä pesät sijaitsevat n. 5.7 km etäisyydellä vakituisista asunnoista. Myös pääteiden mediaanietäisyys pesistä oli noin 7 km. Pesäpaikat sijaitsivat myös usein hyvällä Zonation 2018 -luontoarvopinnan alueella, mikä tarkoittaa maaston olevan mahdollisimman monimuotoista, esim. luonnonsuojelualuetta tai vanhaa metsäaluetta. Tämä on merkittävää, sillä tarkastelussa ei käytetty ihmisen rakentamia tekopesiä, jotka sijoitetaan myös usein luonnonsuojelualueille.



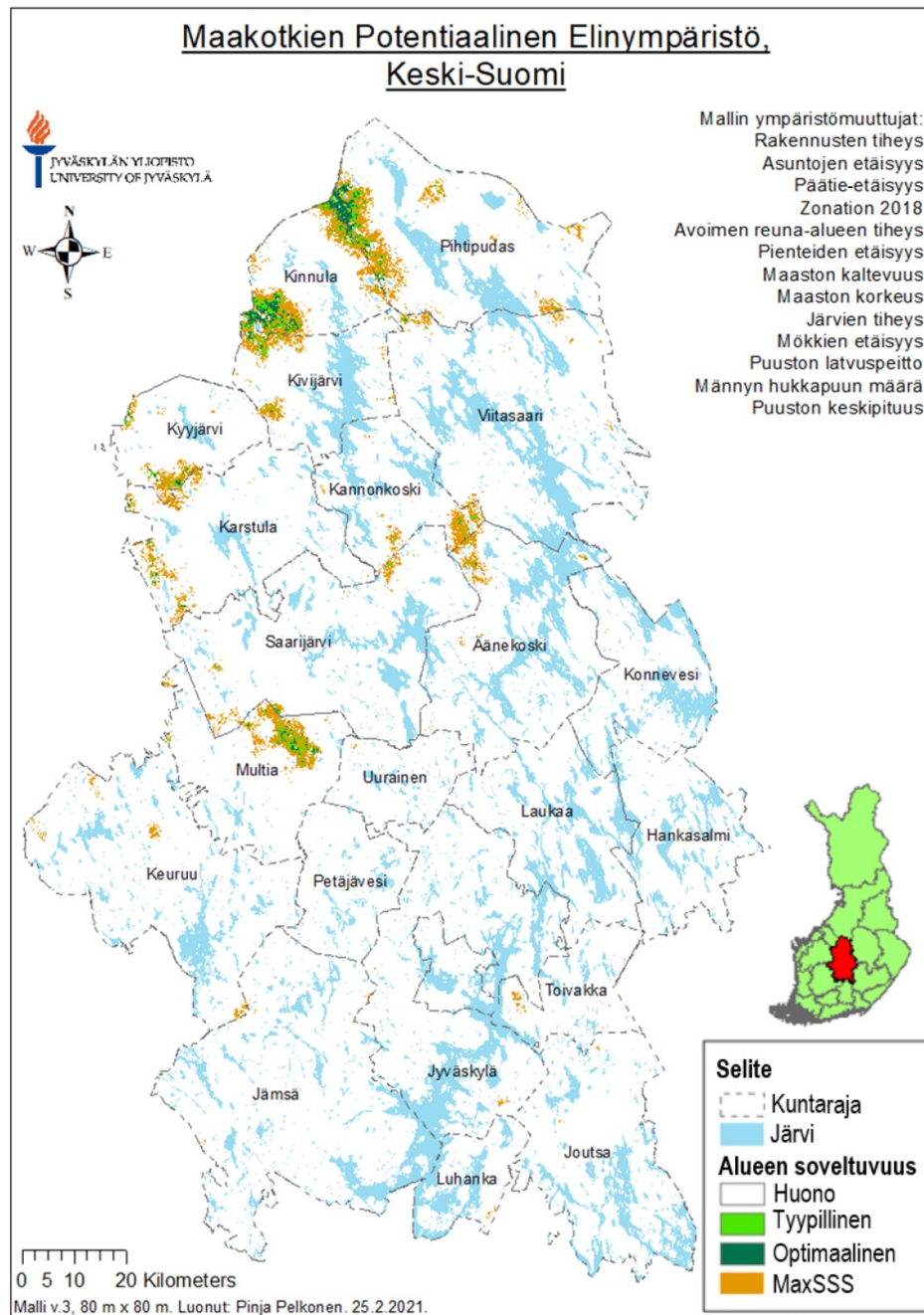
Kuva 11. Kuvaajista (A-F) voidaan nähdä eniten selittävien ympäristömuuttujien antamat arvot pesäpaikoilla ja näiden pisteiden jakauma. Punainen merkki kuvaa aineiston mediaania, mustat pisteet kaikkia pesäarvoja (yht. 41) ja harmaa alue aineiston jakauman tiheyttä. Kuvaajat havainnollistavat hyvin pesäpaikkojen muuttuja-arvoja, joihin myös elinympäristön levinneisyysmalli perustuu.

Mallin tuloksista voidaan tarkistaa myös muuttujien merkitsevyyssarviointit (test gain) jackknife-testin kuvaajasta (Kuva 12). Tästä nähdään, minkä muuttujien poistaminen heikentäisi mallin ennustavuutta (vaalean harmaat pylväät), ja mitkä olisivat eniten selittäviä muuttujia ollessaan yksinään mallissa (tumman harmaat pylväät). Koska malli sisältää monia ympäristömuuttujia ei yksittäisten muuttujien poisto vaikuttaisi paljon mallin tulokseen. Vähiten yksinään maakotkan pesäpaikkoja selittäisivät mallissa maaston kaltevuus ja puuston keskipituus, kun taas parhaita selittäjiä olisivat yksinään vakituisten asuntojen etäisyys ja kaikkien rakennusten tiheys (Kuva 12).

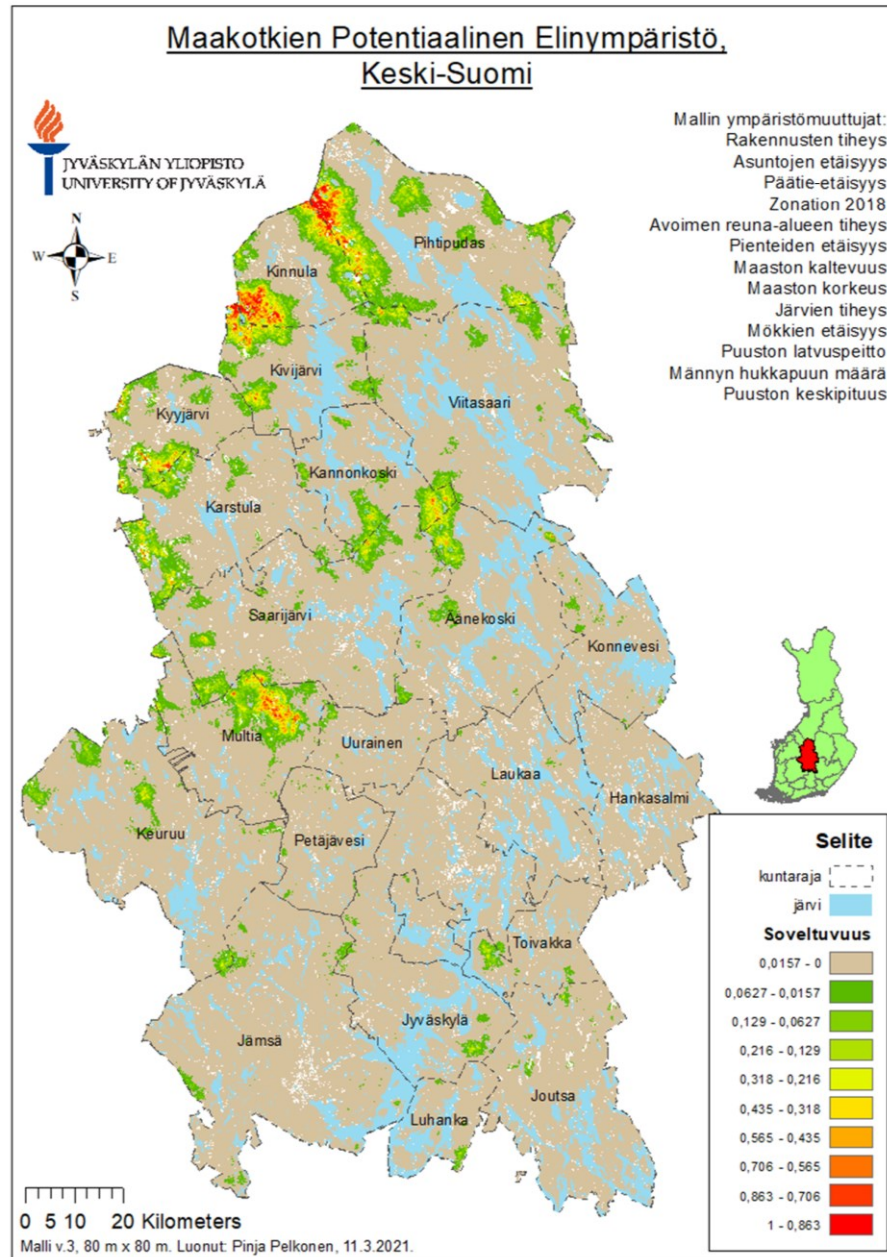


Kuva 12. Ympäristömuuttujien merkitsevyyssarviointi parhaassa MaxEnt-mallissa. Pylväiden värit vastaavat punainen = mallin kokonaisselittävyys, tumman harmaa = mallin selittävyys ilman kyseistä muuttujaa, vaalean harmaa = mallin selittävyys vain kyseisellä muuttujalla. Muuttajien koko nimet löytyvät taulukosta 4.

Tutkielman kannalta MaxEnt-ohjelman tuottama karttatasoennuste on kenties tärkein tulos. Tästä voidaan identifioida alueita, jotka ovat maakotkan suojelun kannalta tärkeitä ja voisivat olla mahdollisia maakotkan pesä- tai reviirialueita tulevaisuudessa. Binääriseksi kartaksi muunnettu mallitulos näyttää maakotkille sopivaa elinympäristöä ja levinneisyyttä. Tämän kartan rakentamiseen hyödynnettiin maxSSS-arvoa, jota on myös käytetty kirjallisuudessa. Arvoa päätettiin kuitenkin vertailla myös MaxEnt-ohjelman omiin raja-arvoihin hyvästä ja tyypillisestä elinympäristöstä (Kuva 13). Vertailusta voidaan nähdä, että maxSSS-arvo on pienempi ja näin kattaa laajemman alueen kuin MaxEnt-ohjelman antamat arvot. Kategorisessa ennustetussa todennäköisyyskartassa taas näkyvät mallin ennustamat erot jatkuvana arvona. Tästä kartasta voidaan erottaa myös heikommin sopivia alueita (Kuva 14). Silti molemmista kartoista nähdään, että hyvät ja suurikokoiset elinympäristöt sijaitsevat Pihtiputaan, Kinnulan, Kivijärven, Kyyjärven, Multian ja Äänekosken kunnissa. Ja suurin osa lajille soveltuvasta elinympäristöstä sijaitsee Keski-Suomen luoteisosissa, missä myös lajin esiintyvyys on suurinta.



Kuva 13. Alueen ennustettu soveltuvuus maakotkan elinympäristöksi. Kynnysarvoina käytettiin mallin maxSSS-arvoa 0,1185 ja MaxEnt-ohjelman antamia viitearvoja 0–0,46 = huono, 0,46–0,69 = tyypillinen ja 0,69–1 = optimaalinen elinympäristö. Kartasta voidaan havaita hyvin eri kynnysarvojen vaikutus alueiden kattavuuteen. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja maastotietokannan rantaviiva-aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021, sekä SYKE rantaviiva10-aineistoa 01/2021, © SYKE 2021).



Kuva 14. Alueen ennustettu soveltuvuus maakotkan elinympäristöksi. Punainen väri indikoi suurta soveltuvuutta, keltainen tyypillistä ja vihreä heikkoa. Ruskea tausta indikoi pientä ennustettua todennäköisyyttä alueen soveltuvuudesta. Soveltuvuusarvot muodostettiin jakamalla aineisto luonnollisella luokkajaolla (natural break, Jenks) 10 ryhmään, kartan luonnissa on myös käytetty bilinear interpolation -asetusta. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja maastotietokannan rantaviiva-aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021, sekä SYKE rantaviiva10-aineistoa 01/2021, © SYKE 2021).

4.3 MaxEnt-mallin vertailu koko Suomen BRT-malliin

Parasta elinympäristömallia päätettiin vertailla myös toiseen maakotkan elinympäristöä arvioineeseen malliin, joka oli luotu erityyppisellä mallinnustekniikalla ja aineistolla. Vertailu toteutettiin Hannu Tikkasen luomaan BRT-malliin, johon oli otettu mukaan koko Suomen maakotkakanta ja erilaisia ympäristömuuttujia (Taulukko 5). BRT-mallista ajettiin myös MaxEnt-malliversio, jotta voitaisiin vertailla muuttujien osuuden vaihtelua erityyppisillä mallinnustekniikoilla (Taulukko 5).

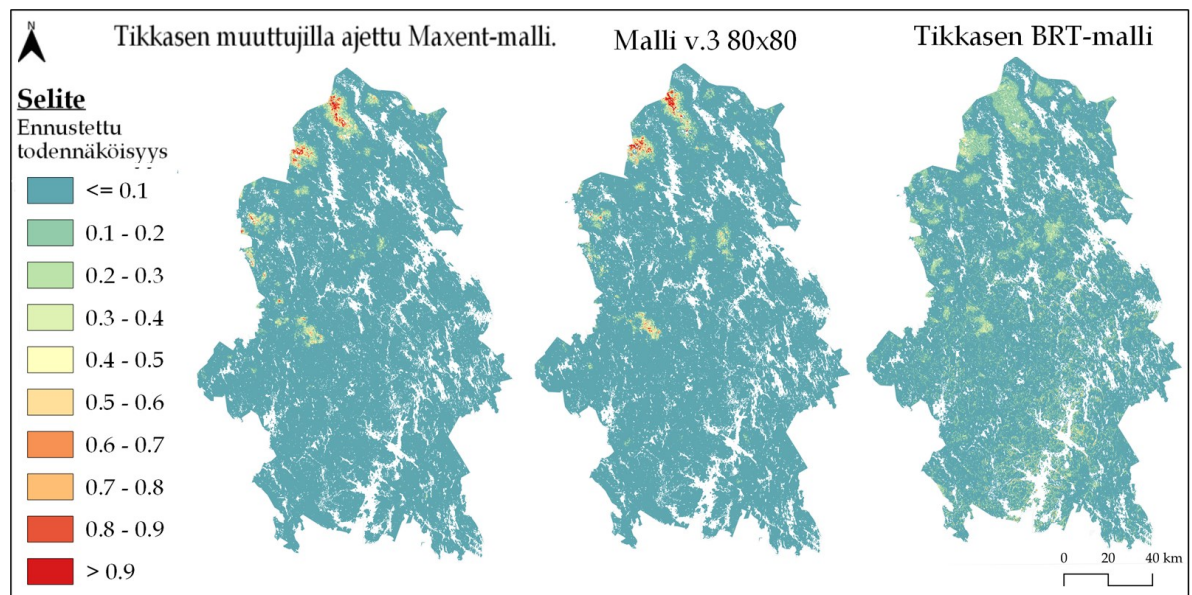
Taulukko 5. Tikkasen BRT-mallin ympäristömuuttujalista, ja muuttujien malliosuuksien vertailu BRT- ja MaxEnt-malleissa.

Ympäristömuuttuja	Osuus BRT-mallista (%)	Osuus MaxEnt-mallista (%)
Kaltevuus	40,24	0,2
Zonation 2018	7,93	5,1
Mäntytukin tilavuus	7,47	0,6
Suonreunan etäisyys	5,89	12,1
Soratien etäisyys	5,75	3,6
Maaston korkeus	5,51	0,3
Puuston latvuspeittävyys	5,32	0,2
Rinteensuunta	3,43	0,4
Vakinaisen asutuksen etäisyys	3,15	13,3
Puuston ikä	3,08	1,2
Päätien etäisyys	3,06	4,7
Huviloiden tiheys 2500 m säteellä	2,91	0,5
Vesialueiden etäisyys	2,46	3,5
Väestön tiheys 2500 m säteellä	2,37	52,4
Huviloiden etäisyys	1,42	1,9

BRT-mallin erot näkyivät selkeästi korkean todennäköisyyden alueilla, jonne BRT-malli ennusti MaxEnt-mallia heikompaa todennäköisyyttä (Kuva 15). Ja BRT-mallin tärkein muuttuja oli kaltevuustaso (n. 40% malliosuus), kun taas Keski-

Suomessa ajetun MaxEnt version tärkein taso oli väestön tiheys (n. 50 % malliosuus) (Taulukko 5).

BRT-malli ennusti myös hiukan suurempia arvoja aivan matalilla todennäköisyyksillä kuin MaxEnt-malli, kun taas MaxEnt-malli korosti enemmän suurien ennustettujen todennäköisyyksien alueita. Vaikka mallien välisiä pieniä tarkkuuseroja oli kohtalaisesti, kartalta erottuivat silti samat hyvät maakotkien elinympäristöt Keski-Suomen luoteisosista (Kuva 15) ja Tikkasen mallin ympäristömuuttujilla ajettu MaxEnt-malli muistutti myös hyvin paljon tässä tutkielmassa parhaaksi valittua mallia. Tikkasen BRT-mallin ja tutkielman parhaan mallin Spearmanin järjestyskorrelaatio oli 0,48 mutta Tikkasen aineistoilla ajetun MaxEnt-mallin ja parhaan mallin korrelaatio oli huomattavasti korkeampi 0,85 (Taulukko 6).



Kuva 15. Tikkasen BRT-mallin ja MaxEnt-mallien tulokarttojen vertailu. Mallien ennustamat todennäköisyydet on esitetty arvoilla 0–1. Punainen indikoi suurta ennustettua lajin esiintymistodennäköisyyttä ja sininen pientä. (Kartta-aineistoa leikattu Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 -aineistolla, © Maanmittauslaitos 2021).

Taulukko 6. Mallien Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroimet, jotka on laskettu 8582 solun satunnaispisteotannalla R-ohjelmistolla (R Core Team 2019).

	Malli v.3 80x80	Tikkasen BRT-malli	Tikkasen muuttujilla ajettu MaxEnt-malli
Malli v.3 80x80	1,00	0,48	0,85
Tikkasen BRT-malli	0,48	1,00	0,44
Tikkasen muuttujilla ajettu MaxEnt-malli	0,85	0,44	1,00

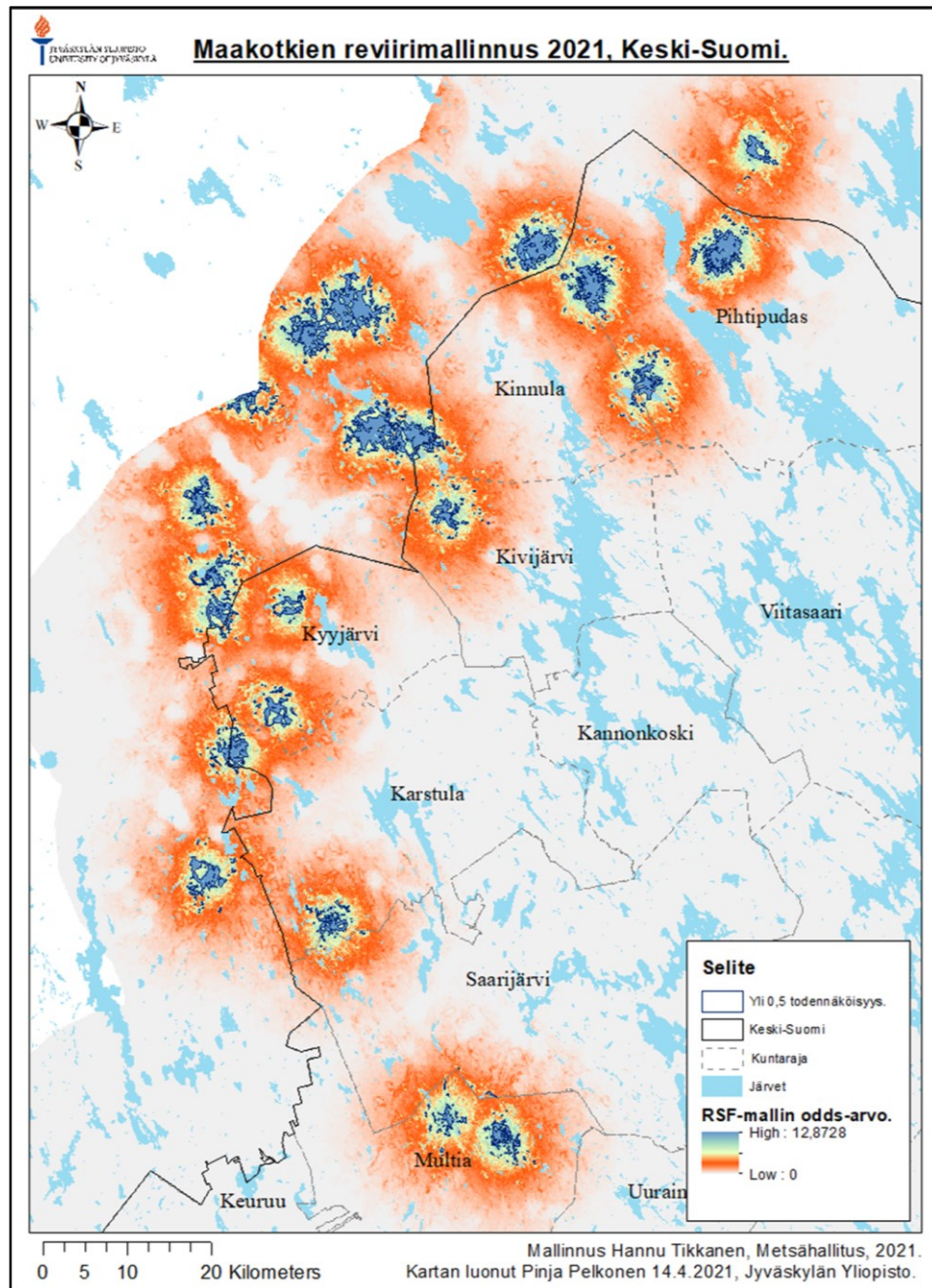
4.4 Reviirimallinnuksen tulokset

4.4.1 Aktiivisten pesäpaikkojen reviirianalyysin tulokset

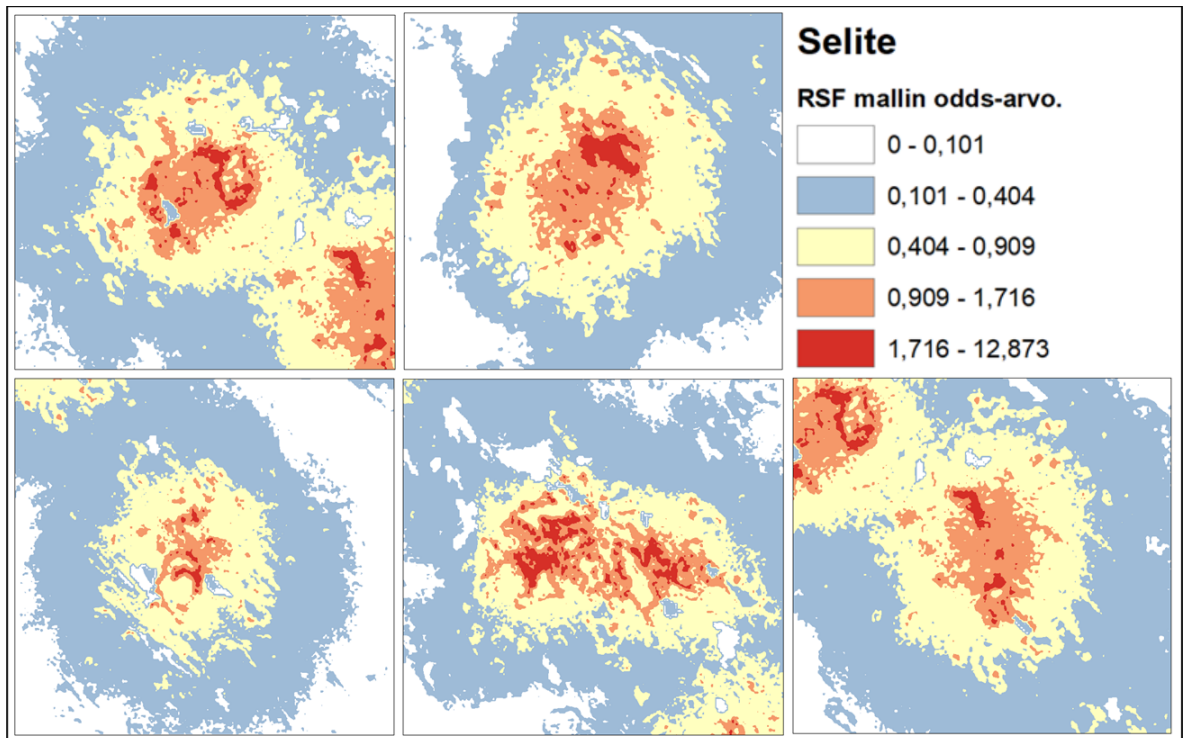
Reviirimallinnus tehtiin Metsähallituksen tietokannassa viimeisen 10 vuoden aikana lajin käytössä olleille pesille. Tämän takia ihan kaikkia MaxEnt-mallinnuksessa käytettyjä pesäpaikkoja ei mallinnettu. Mallinnetut reviirit sijoittuvat Keski-Suomen luoteisosiin. Eteläisin reviirialue on Multian kunnassa, ja muut reviirit sijoittuvat Karstulan, Kyyjärven, Kivijärven, Kinnulan ja Pihtiputaan kuntien alueille. Reviirimallin selittäjistä tärkein mallin tuloksien luontiin oli naapuripesien välinen etäisyys, mutta myös asutuksen vältteleminen ja naapuripesien karttaminen näkyivät tuloksissa. Mallissa näkyi myös jyrkänteiden ja vanhan metsän sekä harvapuustoisien metsän suosiminen.

Tuloksista voidaan nähdä maakotkille tyypillinen suuren reviirin käyttö. Usein yli 0,5 odds-arvoja (vastaa 0,33 todennäköisyyttä) nähdään 1–5 km etäisyydessä pesäpaikalta. Yli 1 odds-arvoja (vastaa 0,5 todennäköisyyttä) nähdään kuitenkin usein vain lähellä itse pesää (Kuva 16). Tämä viittaa satunnaista suurempaan käyttöön. Maakotkien reviirit eivät myöskään ole tasaisia ympyröitä, vaan reviirien reunoilla on usein käytön keskittymiä, joissa saattaa olla esimerkiksi hyviä

metsästysalueita (Kuva 16). Myös maakotkan suosiman reviirialueen sisällä voitiin erottaa mallin ennustamia keskittymiä, joissa saattaa olla lajille erittäin tärkeitä alueita (Kuva 17). Nämä eivät välttämättä ole pesäpaikan kohdalla, mutta usein sen läheisessä ympäristössä. Tämä myös osoittaa reviirimallinnuksen ottavan hyvin huomioon maaston vaihtelua. Reviirimallinnuksen ennustama alue oli myös tilavuudeltaan kattavampi kuin pesäpaikkojen perusteella luotu elinympäristön levinneisyysmalli.

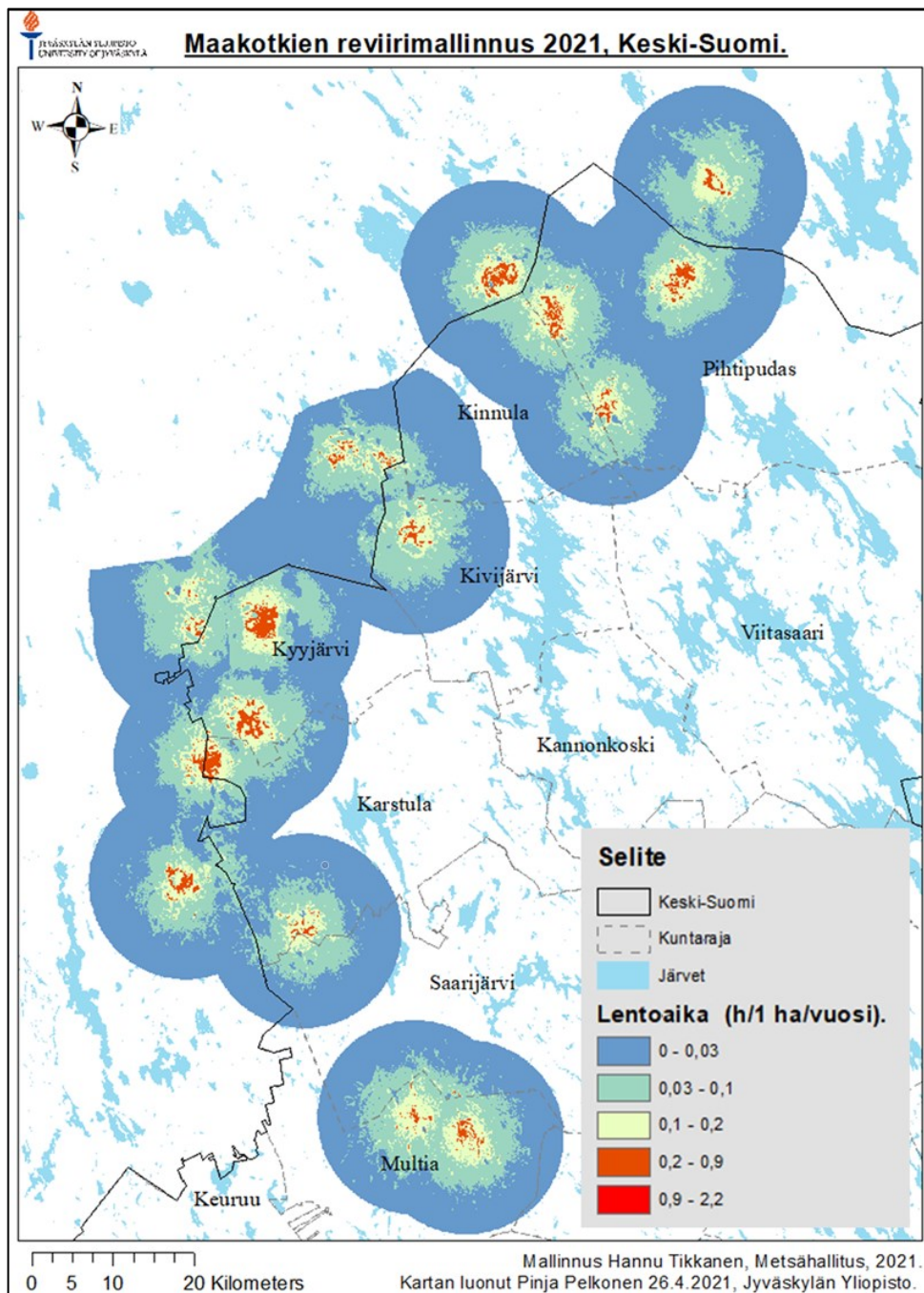


Kuva 16. Maakotkien reviirimallinnus Keski-Suomessa. Kartan väriskaala kuvastaa alueen mahdollista valintaa ja käyttöä lajin toimesta. Sininen kuvastaa alueen suurta suosimista ja punainen heikkoa suosimista, ja tummansininen rajaviiva kuvaa yli 0,5 todennäköisen käytön ennustetta. Mallin odds-arvot muunnettiin kaavalla ($\text{odds}/(1+\text{odds})$), joista erotettiin yli 0,5 arvot. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja maastotietokannan rantaviiva-aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021, sekä SYKE rantaviiva10-aineistoa 01/2021, © SYKE 2021).



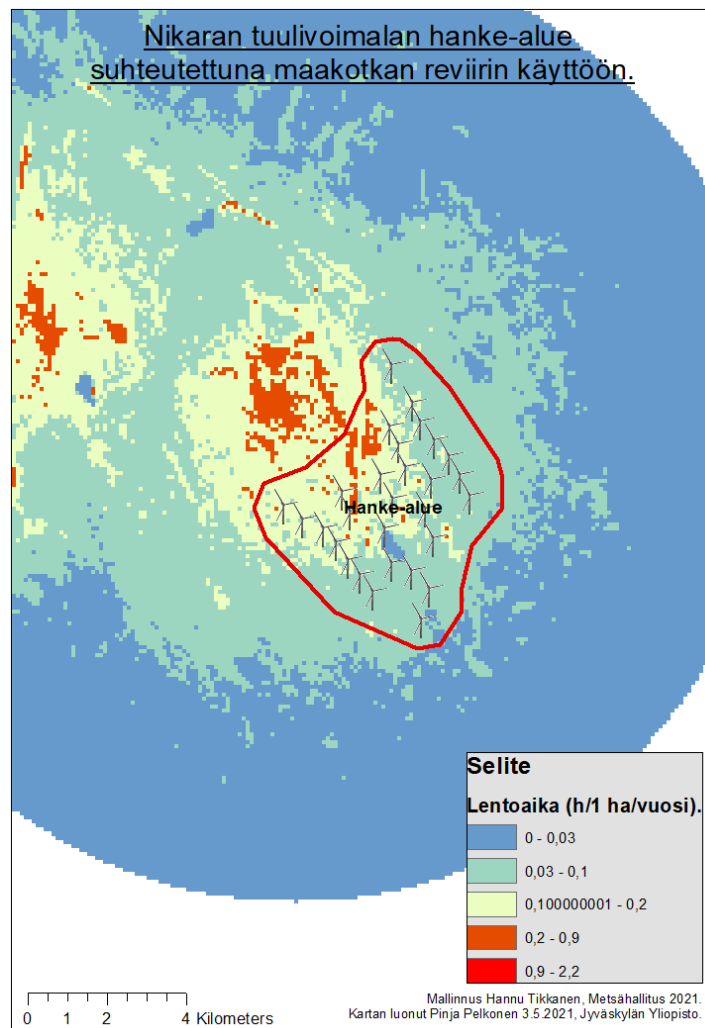
Kuva 17. Maakotkien reviirimallinnus Keski-Suomessa. Kartan väriskaala kuvastaa alueen mahdollista valintaa ja käyttöä lajin toimesta. Punainen väri kuvaa alueen suurta suosimista ja sininen heikkoa suosimista. Kartasta voidaan erottaa erittäin tärkeitä ydinreviirin käytön keskittymiä, joiden koko ja muoto vaihtelevat eri reviirien välillä.

Mallinnustulos päätettiin myös muuntaa lentoajoiksi, jotka kertovat myös mahdollisesta törmäysriskin määrästä. Suurin lentoaika sijaitsee usein pesäpaikkojen lähistöllä ja reviirin ytimessä (Kuva 18). Suuren lentoajan alueiden koko ja muoto vaihtelevat suuresti pesien välillä, tämä kertoo reviirien vaihtelevista elinympäristöistä.



Kuva 18. Reviireille jyvitetty keskimääräinen maakotkaparien lentoaika. Punainen väri kuvaa suurta lentoaikaa ja sininen vähäistä. Lähellä reviirien keskiosaa voidaan havaita korkeimmat lentoajan ennusteet, nämä alueet indikoivat myös suurinta törmäysriskiä. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja maastotietokannan rantaviiva-aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021, sekä SYKE rantaviiva10-aineistoa 01/2021, © SYKE 2021).

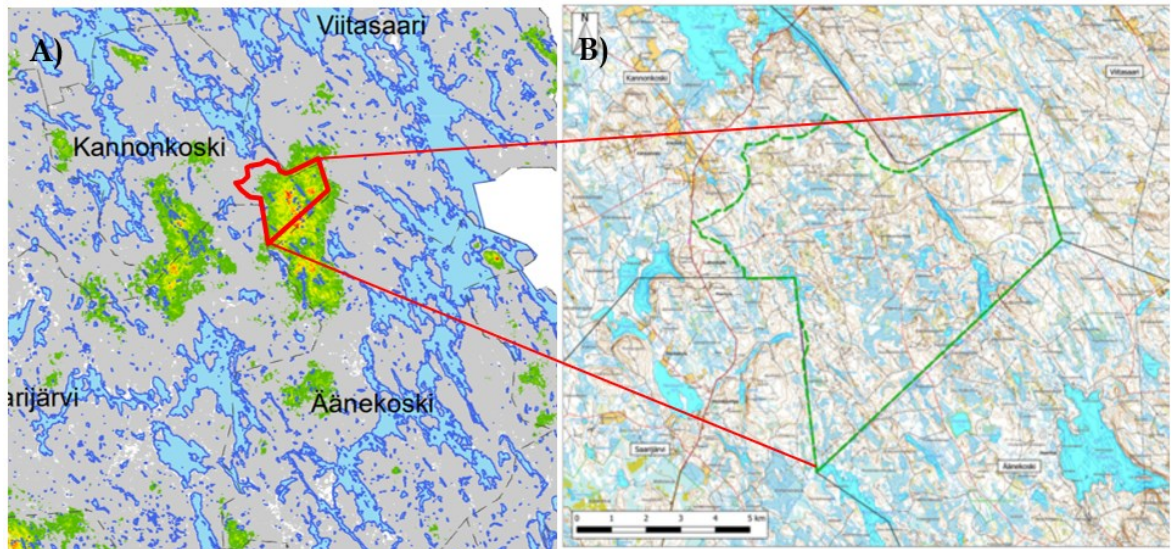
Reviirianalyysiin sopiva tapaustutkimuskohde sijaitsi Multian kunnassa, jota kaavailtiin osittain maakotkareviirille (Kuva 19). Tästä Energiequelle Oy:n tuulivoimahankkeesta voidaan nähdä kuinka tuulivoimahankkeet usein sijoittuvat lähelle maakotkien reviirejä.



Kuva 19. Nikaran reviirille jyvitetty keskimääräinen maakotkaparien lentoaika. Punainen väri kuvastaa suurta lentoaikaa ja sininen vähäistä. Lähellä reviirien keskiosaa voidaan havaita korkeimmat lentoajan ennusteet, nämä alueet indikoivat myös suurinta törmäysriskiä. Punainen viiva kuvaa suunniteltua hankealuetta ja merkinnät VE1-suunnitelmaan sijoitettuja turbiineja (sijoitettu hankkeen kartan mukaisesti, sijainnit ovat suuntaa antavia). (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Taustakarttasarjan 03/2021 aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021).

4.4.2 Potentiaalisten pesäpaikkojen reviirianalyysin tulokset

Potentiaalisia pesäpaikkoja haluttiin mallintaa myös Kannonkoskella, koska alueelle oli suunniteltu tuulivoimalaa, ja alue oli elinympäristömallinnuksessa havaittu maakotkalle soveltuvaksi (Kuva 20).



Kuva 20. Suunnitellun tuulivoimahankkeen kohdealue, joka sijaitsee maakotkalle ennustetulla sopivalla alueella. A) Elinympäristön mallinnus. B) Hankealue YVA hankesuunnitelman perusteella (Abo Wind 2021). (Kartta A sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja maastotietokannan rantaviiva-aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021, sekä SYKE rantaviiva10-aineistoa 01/2021, © SYKE 2021).

Mallinnuksesta tehtiin kaksi versiota, joista toisessa käytettiin vain kahta potentiaalista pesäpaikkaa (versio 1) ja toisessa viittä (versio 2) (Kuva 22 ja 23). Kahden pesän mallinnusversio muutti muita reviirejä vähemmän ja yleisesti mallinnus oli samankaltaisempi alkuperäiseen tulokseen, kun mallien ennusteita verrattiin korrelaatiolla (Taulukko 7 ja 8). Alueellisesti potentiaalisten reviirimallien erot olivat kuitenkin hyvin pieniä (Kuva 21).

Taulukko 7. Eri pesillä laskettujen reviirimallien korrelaatio.

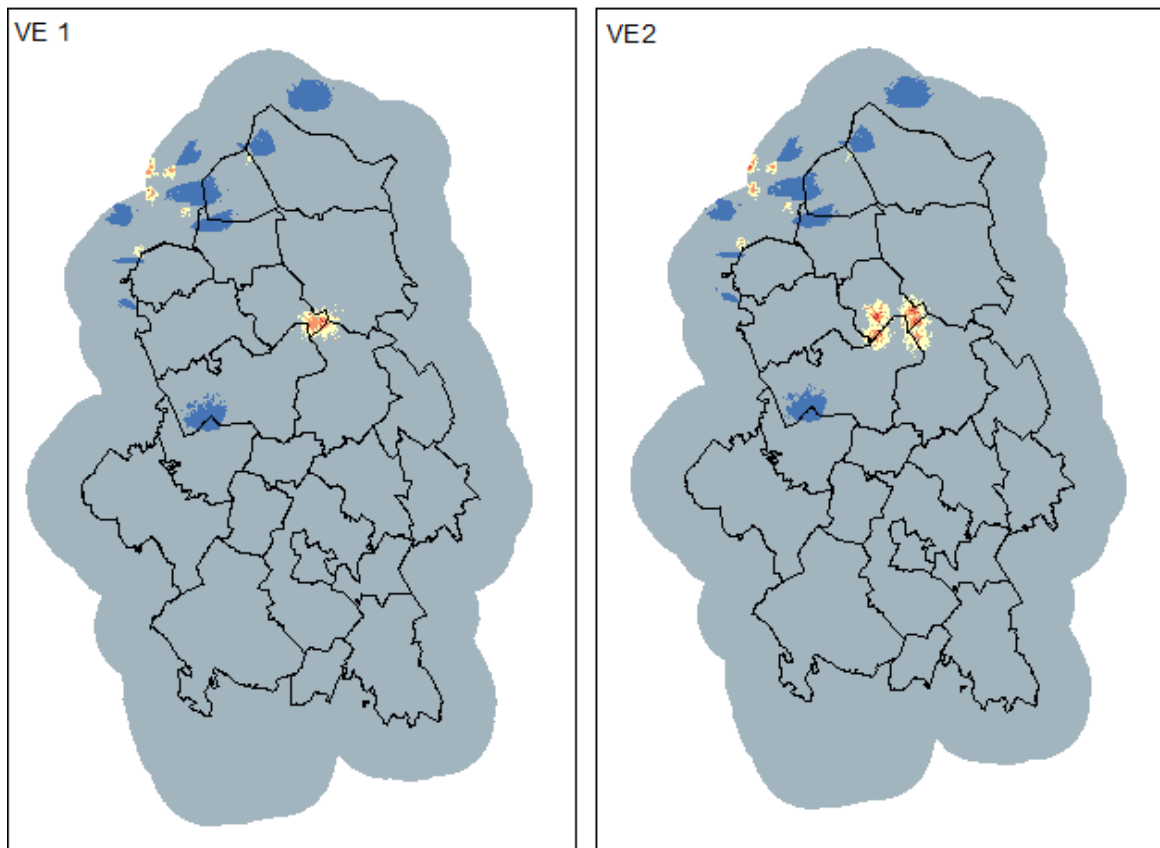
	Alkup.	VE1	VE2
Alkup.	1	0,95	0,91
VE1	0,95	1	0,96
VE2	0,91	0,96	1

*Laskettu karttatuloksen pikseliarvoista ArcMap -ohjelmalla.

Taulukko 8. Eri pesillä laskettujen reviirimallien vertailuarvoja.

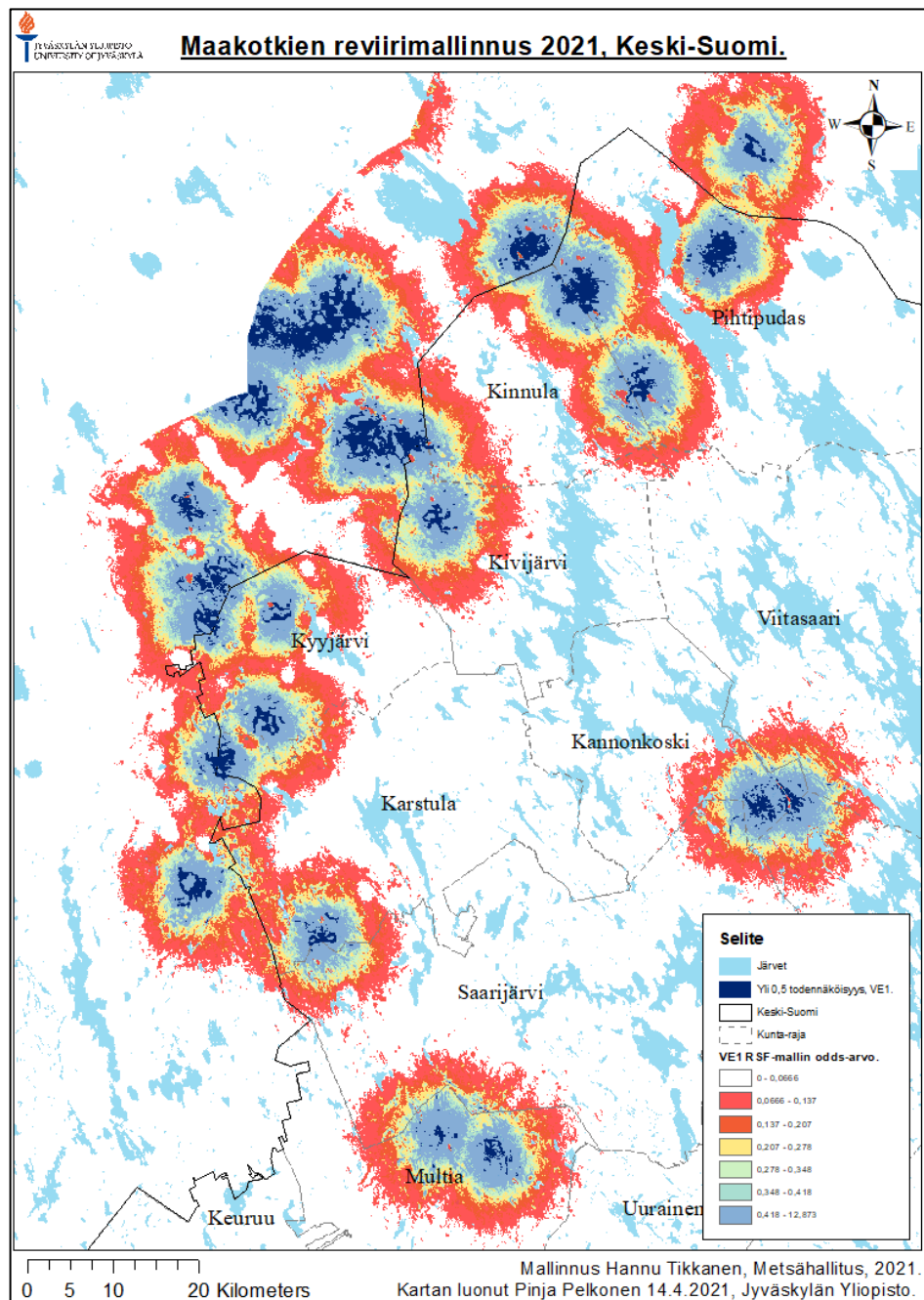
	Maksimi	Keskiarvo	Keskihajonta
VE1	12,959	0,042	0,160
VE2	12,959	0,045	0,166
Alkup.	12,873	0,036	0,145

*Laskettu karttatuloksen pikseliarvoista ArcMap -ohjelmalla.

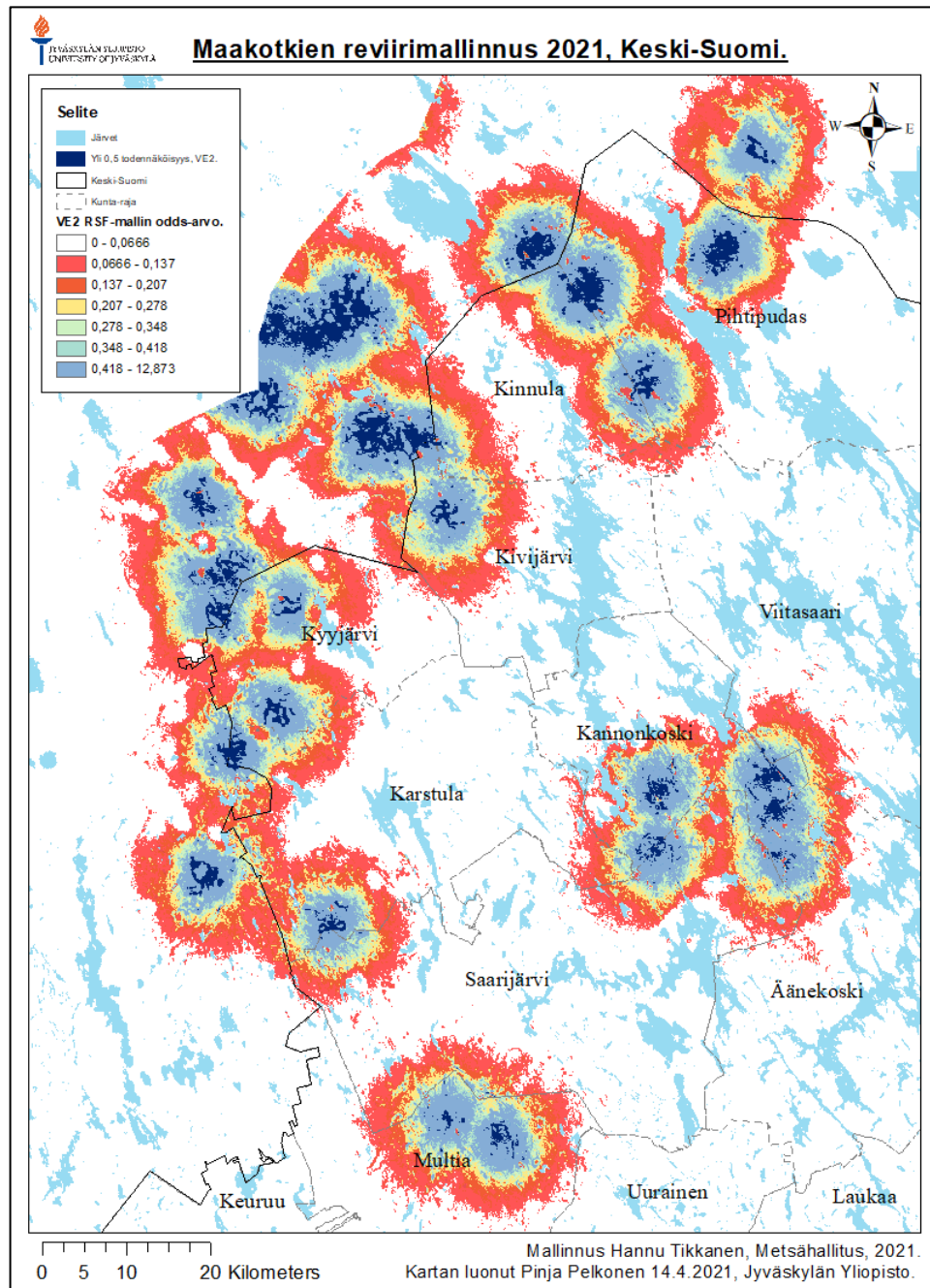


Kuva 21. Potentiaalisten pesien reviirimallinnuksen erotus alkuperäiseen reviirimalliin. Sininen kuvastaa pienempää ennustetta verrattuna alkuperäiseen reviirimalliin ja keltainen/punainen väri kuvastaa korkeampaa käytön ennustetta verrattuna alkuperäiseen malliin. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa, Maanmittauslaitos 2021).

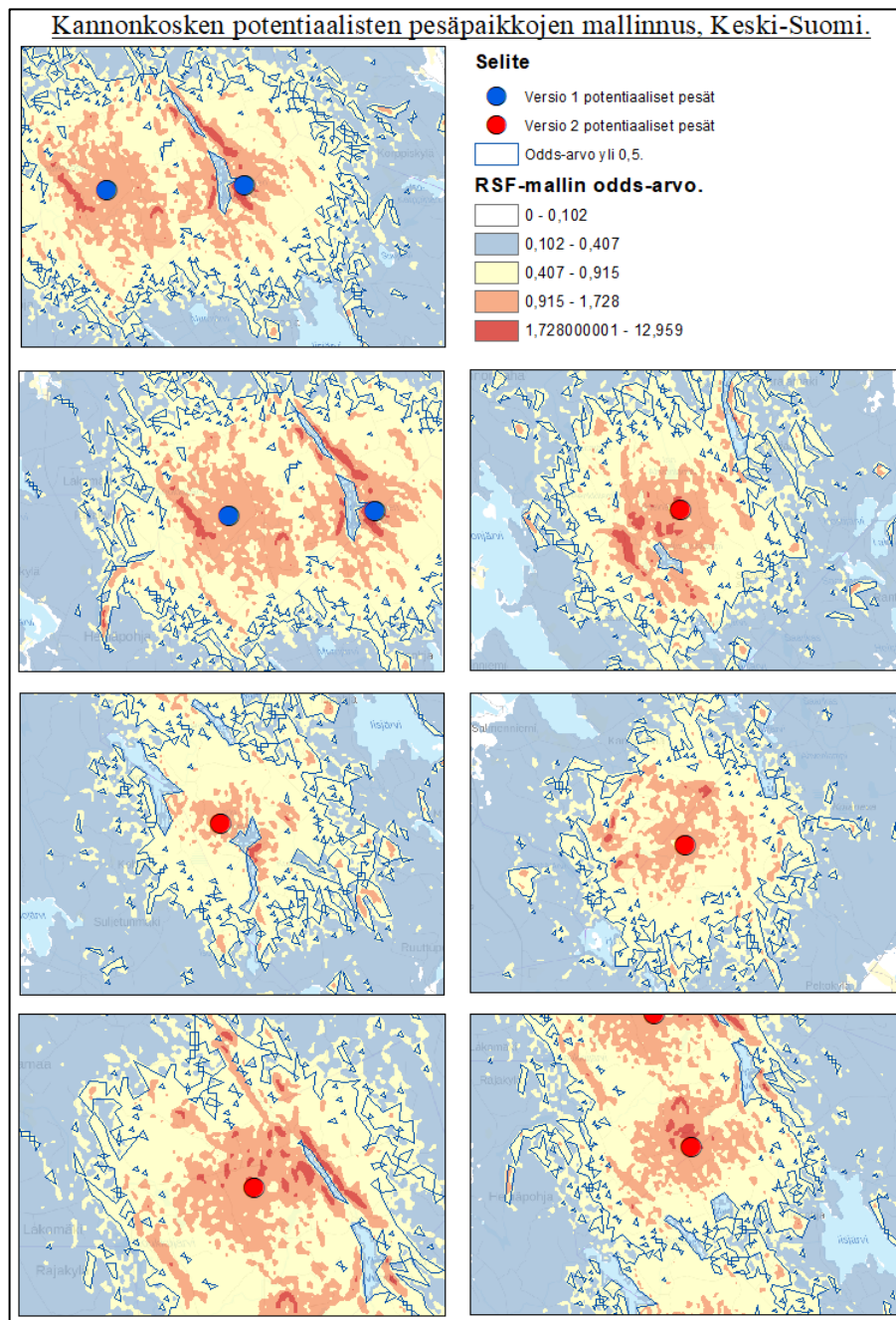
Molemmissa versioissa alueelta erottuivat kuitenkin alkuperäisen mallinnuksen kaltaiset reviirit. Tämä kertoo alueen olevan mahdollisesti soveltuvaa maakotkareviirille. Myös kun potentiaalisten reviirien ennusteita tarkasteltiin lähempää, näyttivät reviirit samankaltaisilta kuin aikaisemmassa mallinnuksessa (Kuva 22).



Kuva 22. Maakotkien potentiaalisten pesäpaikkojen reviirimallinnus (VE1) Keski-Suomessa. Kartan väriskaala kuvastaa alueen mahdollista valintaa ja käyttöä lajin toimesta. Sininen väri kuvaa alueen suurta suosimista ja punainen heikkoa suosimista, tummansininen alue kuvastaa yli 0,5 todennäköisen käytön ennustetta. Kartan odds-arvot muunnettiin kaavalla ($\text{odds}/(1+\text{odds})$), josta erotettiin yli 0,5 arvot. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja maastotietokannan rantaviiva-aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021, sekä SYKE rantaviiva10-aineistoa 01/2021, © SYKE 2021).



Kuva 23. Maakotkien potentiaalisten pesäpaikkojen reviirimallinnus (VE2) Keski-Suomessa. Kartan väriskaala kuvastaa alueen mahdollista valintaa ja käyttöä lajin toimesta. Sininen väri kuvaa alueen suurta suosimista ja punainen heikkoa suosimista, tummansininen alue kuvastaa yli 0,5 todennäköisen käytön ennustetta. Kartan odds-arvot muunnettiin kaavalla ($\text{odds}/(1+\text{odds})$), josta erotettiin yli 0,5 arvot. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja maastotietokannan rantaviiva-aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021, sekä SYKE rantaviiva10-aineistoa 01/2021, © SYKE 2021).



Kuva 24. Maakotkien potentiaalisten pesäpaikkojen reviirimallinnus Kannonkoskella Keski-Suomessa. Kartan väriskaala kuvastaa alueen mahdollista valintaa ja käyttöä lajin toimesta. Punainen väri kuvaa alueen suurta suosimista ja sininen väri heikkoa suosimista. Punaiset pisteet kuvaavat version 1 pesäennustetta ja siniset version 2. Kartasta voidaan erottaa erittäin tärkeitä ydinreviirin käytön keskittymiä, joiden koko ja muoto vaihtelevat eri reviirien välillä. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Taustakarttasarjan 03/2021 aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021).

5 TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Maakotkien elinympäristömallinnus Keski-Suomessa

Maksimientropiamallinnuksella voitiin tunnistaa maakotkalle sopivia alueita, ja koska mallien AUC-arvot olivat korkeita, voidaan tuloksia pitää paikkansapitävinä. Alueet, jotka erottuivat mallinnustuloksista sopivina elinympäristöinä, olivat kuitenkin jo laajalti lajin käytössä. Vain heikommin sopivia ja pienehköjä alueita löydettiin tunnettujen reviirien ulkopuolelta. Tämä kertoo lajin heikosta tilanteesta, laajemman levittäytymisen kannalta. Vaikka suurin osa Keski-Suomesta lukeutuu harvaan asutuksi maaseudeksi (Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2014), on Pohjois-Suomessa enemmän laajoja suojelualueita, ja etelämpänä nämä ovat usein yksittäisiä ja pienempikokoisia (Ponnikas 2014). Myös Ponnikkaan (2014) tuloksista näkyi ihmisen suuri vaikutus lajiin, mm. reviiireillä tapahtunut maankäyttö ja muokkaus (yli 5 % pinta-alasta) vaikutti maakotkien reviirin käyttöön ja valintaan huomattavasti.

Tässä työssä laaditun mallin mukaan tärkeitä selittäjiä lajin elinympäristölle olivat erityisesti ihmisasutus; rakennuksien ja teiden kannalta, sekä avoimet ja monimuotoiset alueet. Tämä ei ole yllättävää, koska lajin tiedetään olevan arka ja karttavan asutusta (Ponnikas 2014, Moss 2015). Lisäksi laji usein metsästää avoimilla alueilla (Ponnikas 2014) ja pesii suurten puiden latvoissa (Moss 2015) soiden vierustoilla (Keliber 2015). Tässä tutkielmassa avoimiin alueisiin sisällytettiin useita sopivia Corine 2018 -luokkia, mutta tulevaisuudessa voitaisiin myös tarkemmin tutkia, mitkä näistä luokista ovat kaikkein hyödyllisimpiä maakotkien ruuanhankintaan, jotta hankkeita näillä alueilla voitaisiin välttää.

Joidenkin ympäristömuuttujien sisällyttäminen malliin oli kuitenkin hankalaa, koska ne korreloivat voimakkaasti muiden selittäjien kanssa tai niiden vaikutukset lajiin olivat dynaamisia. Mm. monet VMI-tasot sisälsivät vahvaa korrelaatiota, ja

kaikkia tasoja ei voitu sisällyttää malliin (Dormann ym. 2013, Phillips 2017). Poikkeuksena mallissa pidettiin kuitenkin sekä puuston korkeus että latvuspeittävyys -tasot niiden tärkeyden takia, vaikka näiden välillä oli havaittu korrelaatiota (Phillips ym. 2004, Elith ym. 2011). Lisäksi monivaikuttaisia tasoja pyrittiin ydinestimoimaan. Esimerkiksi soiden läheisyys saattaa olla hyväksi pesäpaikalle, mutta pesät sijaitsevat harvoin itse suomaalla, vaan niiden reunamilla tai läheisyydessä. Kirjallisuudesta löytyy myös eri näkemyksiä soiden tärkeydestä ja esim. Moss (2015) havaitsi maakotkien Ruotsissa välttelevän suomaata ja nuorta metsäaluetta, mutta Tikkanen ym. (2018) ei löytänyt soiden vaikuttavan Suomen maakotkien reviirien käytön valintaan merkittävästi. Myös Ponnikas (2014) mallinnuksessa soiden vaikutus elinympäristön soveltuvuuteen ei ollut yksiselitteinen. Maakotka reviirien soiden merkityksestä tarvittaisiinkin vielä lisää lajitietämystä.

Soiden lisäksi myös järvien ydinestimointia 2000 m säteellä päätettiin käyttää, jotta suurikokoisten järvien vaikutus olisi iso, koska avoin vesialue ei ole lajille mahdollista metsästysaluetta (McGrady ym. 2002). Näin myös pienien lampien vaikutus olisi vähäinen ydinestimointitasossa. Samankaltaisia tapoja on käytetty myös muissa tutkimuksissa (Ştefănescu ja Bălescu 2019), mutta on silti tärkeää olla varma lajin käytöksestä ennen näiden päätöksien tekoa, koska ne saattavat vääristää mallinnustuloksia. Tutkimusta tehdessä ydinestimointi- ja ympäristömuuttujatasojen valinnoissa hyödynnettiin projektin työryhmän asiantuntevuutta.

Tutkielman parhaan mallin ja Tikkasen BRT-mallin vertailussa huomattiin mallinnusmenetelmän vaikuttavan tuloksiin paljon heikosti sopivilla alueilla, mutta samat hyvin soveltuvat elinympäristöt erottuivat myös Hannu Tikkasen koko Suomen kattavassa BRT-mallissa. Tämä lisää luottamusta mallinnustuloksen todenmukaisuuteen. MaxEnt- ja BRT-mallien vertailussa voitiin myös todeta maakotkille tärkeiden muuttujien vaihtelevan alueesta riippuen, sillä koko Suomen

mallissa erityisesti kaltevuustaso määritti hyviä pesäpaikkoja pohjoisessa, mutta Keski-Suomessa väestön tiheys ja asutuksen etäisyys olivat tärkeämpiä kriteerejä luultavasti, koska maaston korkeuden vaihtelu on vähäistä. Molemmilla kohdealueilla kuitenkin suonreunaetäisyys ja metsän monimuotoisuus osoittautuivat hyväiksi muuttujiksi maakotkan elinympäristön ennustamiseen. Mallien suurimmat erot johtuivat luultavasti mallien eri kohdealueista, mallinnustekniikoista ja eroavista muuttujista. BRT-mallissa lajin todella hyvät elinympäristöt sijaitsivat Pohjois-Suomessa Lapin maakotkareviirien alueella, mikä voi pienentää mallin ennustamia todennäköisyyksiä Keski-Suomessa, koska MaxEnt-mallin parhaat elinympäristöt sijaitsivat vain Keski-Suomen luoteisosissa. BRT-malli ennusti myös hiukan suurempia arvoja matalien todennäköisyyksien alueella, mikä voi indikoida MaxEnt-mallin ylisovittamisesta. Yleisesti ylisovittamisen tuloksena saadaan malli, jossa mallin rakentamiseen käytettyjen pesäpaikkojen aluetta ennustetaan hyvin, mutta tämä ei välttämättä päde uusille pesäpaikoille tai muulle kohdealueelle, joka saa hyvin matalia todennäköisyysarvoja. MaxEnt-menetelmällä rakennettu malli siis hyötyy, jos malliin voidaan laittaa suuri määrä lajihavaintoja, tarkkaan valitut ympäristömuuttujat, sekä mallin ylisovittamista voidaan vähentää regularisointikertoimen kasvattamisella. Toisaalta voidaan myös tulkita MaxEnt-mallin sisältävän vähemmän kohinaa kuin BRT-malli, koska se vaientaa heikosti sopivia alueita, ja korottaa ennustetta hyvillä alueilla.

Vaikka tutkielman mallien suorituskyvyt olivat yleisesti hyviä, on myös tärkeää olla tietoinen levinneisyysmallinnukseen liittyvistä epävarmuuksista. Tässä tutkimuksessa käytettiin kohdealueelle vain 40 pesäpaikkaa, ja tämä on pieni määrä kattavaa mallia varten. Esimerkiksi Ponnikas (2014) käytti 1075 pesäpaikkaa koko Suomen kattavassa mallissa. Myös Guisan ym. (2017) suositteli vähintään n. 20–50 pesäpaikan käyttöä levinneisyysmalleissa riippuen mallin monimutkaisuudesta. Koska laji on harvinainen Keski-Suomessa ja tarvitsee suuren reviirin, ei

pesäpaikkoja maastossa kuitenkin ole paljon, joten pesäpisteiden määrä ei kuvasta puutteellista otosta. Silti on mahdollista, että jotkin tärkeät muuttujat eivät erotu maastosta, koska voi käydä niin, että tietyn tason korkeita/matalia arvoja ei sattumalta osu pesäpisteille, jos niitä on vain vähän (Parkkinen 2019). Näin vähäinen pesäpisteiden määrä voi aiheuttaa vain osittaisen ympäristön ja lajin suhteen näkymisen mallissa (Elith ym. 2011). Lisäksi autokorrelaation korjausta ei sisällytetty malliin, koska pesäpisteiden määrä oli pieni. Jos tekisin mallinnuksen uudestaan, tarkistaisin Moranin I testin (Ponnikas 2014, Tikkanen ym. 2018) ja ympäristömuuttujien variaatioinflaatiokertoimien ($VIF < 10$, Guisan ym. 2017) tulokset ympäristötasojen multikolinearisuuden välttämiseksi. Poistaisin myös pesäpaikkoja tai yrittäisin kerätä lisää lajihavaintoja autokorrelaation huomioimiseksi. Tämä tosin tarkoittaisi samalla tutkimusalueen kasvattamista nykyisestä.

Malliin voitaisiin myös lisätä tarkastettuja negatiivisia osumia tulosten parantamiseksi (Phillips ym. 2006). Ja malliin voitaisiin myös ottaa mukaan viime vuosina tehtyjä maakotkahavaintoja pesäpaikkojen lisäksi, suuremman esiintymispistemäärän saavuttamiseksi. Mallin asetuksia voitaisiin myös vielä hienosäätää ja lisätä ympäristömuuttujia, esimerkiksi avosoiden etäisyydestä ja väestötiheydestä (Tikkanen ym. 2018), voitaisiin luoda ja testata mallissa. Ponnikkaan (2014) MaxEnt-mallissa käytettiin 12 ympäristömuuttujaa ja Tikkasen RSF-mallissa 8 muuttujaa, joten parhaan mallin muuttujamäärän (13 kpl) voidaan olettaa olevan kohtuullinen. Tosin koska malli sisälsi vähäisen pesämäärän, olisi pienempi selittävien muuttujien määrä ollut kenties parempi vaihtoehto. Esimerkiksi Guisan ym. (2017) arvioi noin yhden muuttujan olevan sopiva jokaista kymmentä pesäpaikkaa kohden levinneisyysmalleissa. Jos tätä suositusta olisi kuitenkin käytetty, ympäristömuuttujien määrä olisi tippunut vain neljään, ja tämä olisi todennäköisesti heikentänyt mallin suorituskykyä paljon.

MaxEnt-mallinnusta on myös kritisoitu tarkkojen ohjeistusten puuttumisesta, ja mallin tekemisessä tehdäänkin monia valintoja, jotka saattavat vääristää tuloksia. Parhaassa valitussa mallissa yritettiin ottaa tämä huomioon pysymällä oletusasetuksissa ja testaamalla jokainen asetusmuutos. Ei silti voida tietää vain mallien AUC-arvoja tarkastelemalla, olivatko kaikki valinnat ns. oikeita, vaikka niitä pyrittiin harkitsemaan tarkkaan. Mm. erityisesti muuttujien ääripäiden rajoittamisasetuksen (engl. clamping) käyttö olisi saattanut olla mallin luonnissa jälkeinpäin katsottuna hyödyllistä (Parkkinen 2019, Phillips 2017), mutta mallien tekovaiheessa tämän käyttö päätettiin jättää pois vähäisen karttatasoihin kohdistuvan vaikutuksen takia. Parhaan mallin valinnassa on myös tärkeää huomioida eri testisuureita eikä välttämättä keskittyä vain mallien AUC-arvoon (Lobo ym. 2007). Tämän takia pyrittiin mallien valinnoissa huomioimaan myös TSS- ja AICc-arvoja (Allouche ym. 2006).

MaxEnt-mallin tulosten analysoinnissa on myös monia eri vaihtoehtoja, joihin sisältyy virhemahdollisuuksia. Hyvän mallin kynnyсарvona voidaan käyttää pienempää lukua, sillä malli sisältää oletettavasti pienemmän virheprosentin (NIMBioS 2018). On kuitenkin huomattava MaxEnt-ohjelman antamien kynnyсарvojen suuri ero, koska kynnyсарvon valinta voi vaikuttaa suuresti binääriseen karttatulokseen. Mm. Liu ym. (2005) ei suositellut ennalta määriteltyjen arvojen käyttöä (engl. fixed). Ja Liu ym. (2013) suositteli maxSSS-arvon käyttöä levinneisyysmallien kynnyсарvoksi. Ekologisten kynnyсарvojen määrittelyn vaikeudesta on keskusteltu paljon tieteellisessä yhteisössä, ja kynnyсарvojen määrittäminen tietyn lajin tai ekosysteemin turvaamiseksi onkin usein hankalaa (Groffman ym. 2006).

Tutkielman hypoteesi oli, että suurin osa lajille hyvin sopivasta elinympäristöstä tulisi sijaitsemaan Keski-Suomen luoteisosissa ja tämä hypoteesi toteutui. Toisaalta myös heikompia ja tulevaisuudessa lajille potentiaalisia elinympäristöjä löydettiin myös muualta Keski-Suomesta. Mm. Kannonkosken ja Äänekosken välissä oleva

Pyhä-Häkin kansallispuiston läheinen alue erottui sopivaksi elinympäristöksi lajille tulevaisuudessa. Kansallispuistossa kuitenkin suuri vierailijoiden määrä saattaa vähentää alueen valintaa maakotkan pesäpaikaksi. Silti mm. Ponnikas (2014) totesi 44 % maakotkapesistä sijaitsevan erilaisilla suojelualueilla. Ja myös MaxEnt-mallissa käytetty Zonation 2018 -taso sisälsi suojeltuja alueita. Kannonkoskelle voitaisiin halutessa rakentaa lisää tekopesiä tai yrittää siirtää populaatiota, esimerkiksi nuorten yksilöiden houkuttelemisella. Mm. Skotlannissa on otettu kiinni nuoria maakotkayksilöitä ja totutettu niitä eri alueille (ruokintapaikkojen avulla), jotta laji leviäisi etelämmäksi (Taylor 2020), ja ottaisi käyttöön uusia pesäreviirejä. Toistaiseksi nämä maakotkat ovat pysytelleet etelässä (edestakaisia reissuja lukuun ottamatta) ja yksi pari on jopa näyttänyt kiinnostusta toisiinsa (South of Scotland Golden Eagle Project 2020). Toisaalta myös Kannonkoskelle on suunnitteilla ABO Wind Oy:n tuulivoimapuisto (5400 hehtaaria), juuri kunnan kaakkoisosaan. Tämä tuulivoimala sijoittuisi n. 5 km päähän Pyhä-Häkin kansallispuistosta ja valtakunnallisesti tärkeästä lintualueesta (FINIBA) (FCG Suunnittelu ja Tekniikka Oy 2020). Tämä on hyvä esimerkki siitä, kuinka maakotkan ja tuulivoiman ympäristökriteerit ovat usein samankaltaisia eteläisen Suomen syrjäseudulla.

5.2 Maakotkien reviirimallinnus Keski-Suomessa

Reviirinmallinnuksen tulos on erittäin tärkeä, koska siitä nähdään hyvin maakotkaparien käyttämien reviirien laajuus. Reviirimallin ja elinympäristömallin erot saattavat johtua siitä, että maakotka on hyvin tarkka pesäpaikastaan, mutta käyttää sen ympärillä olevaa laajaa aluetta ravinnonhankintaan. Usein myös ns. reviirin käytön keskipiste, missä maakotka viettää lennossa eniten aikaa sijaitsee lähellä mutta ei aivan pesäpuun kohdalla (Tikkanen ym. 2018). Tämän takia molempia mallinnustuloksia tulisi yhdessä käyttää suojelutoimien perustana.

Tikkanen ym. (2018) reviirimallia voidaan pitää paikansäpitävänä korkeiden AUC- ja matalien AIC-arvojen takia, mutta täytyy muistaa myös reviirimallien sisältävän virhemahdollisuuksia. Mm. reviirin laajuus saattaa maakotkilla vaihdella vuodenaikojen mukaan (Below ja Ollila 2000). Lisäksi Tikkanen ym. (2018) mukaan pesivien parien saalistusalue oli pienempi kuin ei pesivien, ja tämä luultavasti johtuu siitä, että uroslintu ei lähde kauas pesästä metsästämään, kun emo hautoo munia. Taas esim. talviaikaan, maakotkaparit voivat lentää huomattavasti pidemmälle itse pesästä (Below ja Ollila 2000). Tutkielmassa käytettyyn RSF-reviirimallinnuksen luomiseen oli kuitenkin käytetty kolmena vuotena kesäisin mitattuja GPS-sijainteja (Tikkanen ym. 2018). Myös yksilön ikä voi yleisesti vaikuttaa sen liikkuvuuteen (Below ja Ollila 2000, Moss 2015). Lisäksi ravinnon vähäinen määrä voi yleisesti vaikuttaa maakotkien lentoaikaan ja etäisyyteen pesästä (Schoener 1968) ja esim. lisätä haaskojen hyödyntämistä (Moss 2015). Toisaalta Moss ym. (2014) ei suoraan yhdistänyt Ruotsissa reviirien koon kasvua huonoon ravintotilanteeseen. Myös reviirin sijainti voi vaikuttaa sen kokoon, sillä mm. Etelä-Suomessa maakotkien reviirit ovat usein laajempia kuin pohjoisessa, koska hyvää avointa saalistusaluetta on pohjoisessa enemmän (Below ja Ollila 2000). Lisäksi reviirin ympärillä olevat naapuripesät vaikuttavat reviirinkäyttöön (Tikkanen ym. 2018). Mallia voitaisiin tulevaisuudessa kehittää testaamalla siinä useampia reviirejä ja muuttujia. Lisäksi koska paikkatietoaineistot vanhenevat nopeasti, täytyy myös mallin aineistoja uudistaa tietyin aikaväleillä. Mm. näiden syiden takia reviirimallinnus ei voi olla koskaan täysin tarkka, koska reviirien käyttö ja laajuus vaihtelevat paljon.

Silti mallin ennusteista voitiin havaita hyvin tarkasti eri reviirien välisiä eroja, ja ns. paljon käytettyjä alueita, joilla tulisi välttää tuulivoimalahankkeiden turbiineja ja esim. sähkölinjoja (Tikkanen ym. 2018). Tätä tulosta yhdessä elinympäristömallinnuksen kanssa voitaisiin käyttää lajille tärkeiden alueiden suojelemiseen (Simoes ym. 2020), eritoten tuulivoimahankkeilta.

Mallia hyödynnettiin myös potentiaalisten pesäpaikkojen mallintamiseen ja tämä toi esille mm. Kannonkosken hyvän soveltuvuuden maakotkareviireille. Alueelta pystyttiin erottamaan sopivia reviirialueita, jos laji saataisiin houkuteltua asuttamaan esim. tekopesä. Erot potentiaalisten pesäpaikkojen ja käytettyjen reviirien välillä johtuivat luultavasti eri pesäpaikkojen käytöstä pesien etäisyyden laskuun, sillä ensimmäinen versio sisälsi vain 10 vuoden sisällä käytetyt pesät mallin tekohetkellä, kun taas potentiaalinen malliversio sisälsi MaxEnt-mallinnuksessa käytetyt pesäpaikat (lukuun ottamatta 4 pesäpaikkaa). Kannonkosken alueella on kuitenkin tehty maakotkahavaintoja, joten mallin ennustetta voidaan pitää siinä mielessä hyvänä. Mm. näiden syiden takia alueen luonnonsuojeluun tulisi panostaa, mutta potentiaalinen uusi reviirialue saattaisi kuitenkin vaikeuttaa suunnitellun tuulivoimahankkeen (FCG Suunnittelu ja Tekniikka Oy 2020) toteuttamista.

5.3 Tapaustutkimus Nikaran tuulivoimahanke

Hyväksi tapaustutkimuskohteeksi valikoitui Multian kuntaan suunniteltu Nikaranperän tuulivoimalahanke, koska hankealue sijaitsi lähellä tunnettua pesäpaikkaa (Passoja ja Huhtinen 2021). Multian tapauksessa voidaan nähdä hankealueen sijoittuvan osaksi maakotkan käyttämää reviiriä, ja tämä näkyy reviirinkäytön kartoituksessa. Etenkin hankealueen luoteisosa on maakotkan käyttämää aluetta, ja tuulivoimala saattaisi heikentää mm. reviirin laatua. Kyseiselle hankealueelle sijoittuvat mm. Köpinnevan ja Kokkosuon alueet, jotka saattavat olla reviirillä hyviä metsästysalueita ja jos näille alueille sijoitetaan turbiineja, saattavat ne lisätä yksilöiden törmäysriskin todennäköisyyttä ja kuolleisuuden mahdollisuutta (Wiens ym. 2017). Toisaalta Skotlannissa tehty tutkimus totesi laji vainon olevan haitallisempi maakotkille kuin tuulivoimapuistojen, mutta tämä tutkimus tarkasteli vain Skotlannin tilannetta 2000 luvun alussa (Fielding ym. 2006). Myös Hunt (2002) tarkasteli Kalifornian

maakotkakannan tilannetta, ja tuulivoimaan liittyvä kuolleisuus eritoten melkein täysikasvuissa (engl. floater) maakotkissa nousi esiin huolestuttavana. Ruotsissa viimeaikaisten oikeudenpäästösten perusteella tuulivoimapuistoja ei ole sallittu rakentaa 2 km säteellä maakotkapesistä, ja myös 4 km suojeluvyöhykettä arvokkaille tiheään pesityille pesille on suositeltu käytettäväksi, mutta tämä sääntö on otettu käyttöön vain alueittain kuntatasolla (Hipkiss ym. 2014, Moss 2015). Jos tällainen 2 km suojeluvyöhyke sääntö olisi myös Suomessa ja jos sitä poikkeuksetta noudatettaisiin, olisi Nikaranperän tuulivoimahanke luultavasti hylätty toisen pesän löytymisen jälkeen. Koska tuulivoimapuistojen aiheuttama maakotkakuolleisuus on hyvin paikkakohtaista, on sitä kuitenkin hankala arvioida tietyille kohteelle. Mm. tämän takia esimerkiksi Bandin tilamallin käyttö on yleistä törmäysriskejä arvioitaessa.

Multian Nikaranperän tuulivoimahankkeen kaavaselostuksessa maakotkaparin törmäysriski arvioitiin vähäiseksi, mutta törmäysriskinlasku tehtiin hankkeessa vain kauemman pesäreviirin emolinnulle. Koska tiedetään emojen yleisesti pysyvän enemmän pesän lähistöllä kuin uroksen, voidaan siis olettaa törmäysriskin olevan hieman suurempi urokselle. Hankesuunnittelu tehtiin myös ennen toisen pesäpaikan löytämistä, joten pesän etäisyys ja törmäysriski oli arvioitu kaukaisempaan pesäpaikkaan.

On myös huomioitava, että vaikka Bandin tilamalli on Suomessa yleisesti käytetty, mm. Chamberlain ym. (2006) vertaili ja tutki törmäysriskilaskutapoja ja totesi niissä olevan vielä puutteita, varsinkin lintujen väistökyvyn arvioinnissa. Myös Band ym. (2007) totesi laskutavan sisältävän yleistyksiä ja olevan suuntaa antava. "Thus the calculated collision risks should be held as an indication of the risk - say to around $\pm 10\%$, rather than an exact figure...". On siis erittäin hyödyllistä tehdä erilaisia törmäysriskiarvioita, sekä on tärkeää tarkastaa hankealue perinpohjaisesti, jos alue sijaitsee tiedetyn pesän läheisyydessä, koska lajin tunnetaan käyttävän useita vaihtopesiä ja laajaa reviiriä.

On myös huomattava, että tuulivoimalahankkeissa vaikutukset lintuihin ovat laajat (Fox ym. 2006). Törmäysriskin tiedetään kasvattavan kuolleisuutta, mutta myös ympäristömuutos sekä rakennusvaiheessa että voimalan toimintavaiheessa voivat vaikuttaa reviirin elinympäristön huononemiseen (Martínez ym. 2010). Koska Nikaranperän tuulivoimalahankkeen selostuksessa maakotkaemon kerrotaan käyneen säännöllisesti hankealueella (n. 2 kertaa per kk) voi tällä alueella olla jotain lajille hyödyllistä. Jos tuulivoimala rakennetaan, täytyy emon joko hylätä alueen käyttö tai väistellä turbiineja. Tämä voi vaikuttaa parin käytökseen ja esim. pesän vaihtoon.

Olisi kuitenkin mielenkiintoista nähdä miten tuulivoimalan mahdollinen toteutus vaikuttaisi reputetun maakotkanaaraan käytökseen tulevaisuudessa. Ja olisiko tuulivoimalalla suuria vaikutuksia maakotkiin, vai välttelisivätkö maakotkat hankealueen turbiineja reviirillään. Tilanteesta olisi voitu myös kerätä hyödyllistä aineistoa siitä, miten tuulivoimapuiston läheisyys vaikuttaa pesivän parin menestykseen Suomessa. Osassa tutkimuksista tuulivoimalan luoma avoin alue paransi maakotkien reviirin laatua houkuttelemalla erilaista lajistoa ja näin myös maakotkia metsästyksen (Hunt 2002). Tosin Moss (2015) suositteli puuston vähäistä kaatoa tuulivoimapuistoalueilla, jotta maakotkan suosimaa metsästysaluetta syntyisi mahdollisimman vähän, ja näin kotkat myös karttaisivat tuulivoimapuiston aluetta.

Yhteysviranomaisen perusteltu päätelmä Nikaran tuulivoimahankkeesta julkaistiin 30.6.2021. Tässä yhteysviranomaisen totesi hankkeen toteuttamisen esitetyillä kaavaluonnoksilla olevan mahdoton, ja hankkeen toteutuminen edellyttäisi jatkoneuvotteluja viranomaisten kanssa. Lisäksi hankkeen lieventämiskeinoja ei katsottu riittäviksi. "Yhteysviranomaisen tuo kuitenkin esille alueen runsaan linnuston ja monipuolisen lajiston, mihin erityisesti lähelle sijoitettujen voimaloiden on arvioitu aiheuttavan oleellista haittaa mukaan lukien alueella vierailevan ja saalistavan uhanalaisen lajin osalta. Siksi yhteysviranomaisen toteaa, että myös

voimaloiden 17, 18 ja 29 sijoittelua tulisi muuttaa etäämmälle Lampuodinsuon alueesta.” Tämä hanke on näin eriomainen esimerkki maakotkien ja tuulivoimahankkeiden yhteentörmäyksistä Keski-Suomessa. Jää kuitenkin nähtäväksi tehdäänkö hankkeesta uusi kaavasuunnitelma vai jääkö Nikaranperän alue pysyvästi vain luonnon käyttöön.

5.4 Tutkimustulokset suhteessa Keski-Suomen maakotkatilanteeseen

Keski-Suomessa pesii tällä hetkellä noin 10 maakotkaparia reviirimallinnuksen perusteella. Määrä riippuu vielä tunnistamattomien pesien määrästä ja siitä mitkä reviirit/pesät lasketaan käytössä oleviksi. Vaikka reviirien määrä on suhteellisen pieni, konflikteja tuulivoimapuistojen kanssa syntyy silti. Tämä kertoo siitä, että tuulivoimahankkeiden ja maakotkien ympäristökriteerit ovat samankaltaisia, mikä näkyy esim. Multian Nikaran tuulivoimahankkeessa. Syrjäseudun suosimisen takia reviirit ja potentiaaliset lajin levittäytymisalueet sijoittuvat suunniteltujen tuulivoimahankkeiden kanssa samoille alueille. Tuulivoimaloita on kuitenkin usein hankala tuoda lähemmäs ihmisasutusta niiden vastustuksen takia (YLE Uutiset 2018), ja huolestuneisuus tuulivoimaloiden terveysvaikutuksista onkin varsin yleistä (Turunen ym. 2016).

Mm. näiden syiden vuoksi tarvitaan erilaisia lähestymiskeinoja, joilla voidaan yhteensovittaa maakotkakannan ja tuulivoimapuistojen määrän kasvu. Esimerkiksi Moss (2015) ehdotti tuulivoimaloiden välttämistä rinteissä, puuston latvuspeiton säilyttämistä, sekä maakotkien houkuttelua muualle metsänhoidolla. Maakunnan yleiskaavoituksella onkin hyvä mahdollisuus yrittää tuoda selkeyttä tuulivoimaloiden kannattavaan sijoittamiseen. Silti valtakunnallisten puskurien luominen tulevaisuudessa voisi olla myös hyödyllistä, ja mm. Ponnikas (2014) suositteli sekä valtion että yksityisomisteisen metsän maakotkapesille 1150 m (4,2 km²) suojelupuskurialueita lajin pesimiskaudelle. Suojeluvyöhykkeet antavat selkeän ohjeen, kuinka kauas pesästä on soveliasta alkaa rakentaa, ja näiden käyttö

voisi vähentää ristiriitojen määrää. On olemassa myös muita tuulivoimaloiden ympäristövaikutusten lieventämiskeinoja mm. erilaisia siivettäviä voimaloita (Abdelaziz ym. 2022, Francis ym. 2021), voimaloiden siipien värjäystä esim. mustaksi (May ym. 2020), erilaisia audiohäiriölaitteita, jotka on tarkoitettu ensisijaisesti lepakko kuolleisuuden vähentämiseen (Weaver ym. 2020) ja maakotkien GPS-seurantajärjestelmiä (Sheppard ym. 2015) sekä kameroita (IdentiFlight 2021), jotka pysäyttävät tuulivoimalan hetkellisesti petolinnun lähestyessä (McClure ym. 2018). Mm. turbiinien siipien värjääminen on kustannustehokas tapa vähentää lintukuolemia (May ym. 2020). Myös erityisesti siivettömät turbiinit ja petolintujen seurantakamerat voivat tulevaisuudessa mahdollistaa tuulivoimaloiden sijoittamisen petolintujen pesien läheisyyteen ilman suurta törmäysriskin kasvua, mutta näiden yleistyminen vaatisi myös rahallista panostusta tuulivoimatoimijoilta.

Jotta maakotkapareja ja -reviirejä saataisiin Keski-Suomeen huomattavasti enemmän, on tämän eteen tehtävä luonnonsuojelutoimia. Maakunnassa pystytetään mm. tekopesiä sekä lajin pesintää tarkkaillaan. Nykyisten toimien lisäksi voitaisiin myös harkita muita toimia, kuten esimerkiksi säännöstelyjen riistaruoointapaikkojen perustamista, avonaisten metsästysalueiden luomista tekopesäreviireille (Moss 2015), suojelualueiden perustamista pesien lähelle (Ponnikas 2014) tai muita keinoja, jotka houkuttelisivat nuoria yksilöitä. Myös väestön lajitietoisuutta ja lajin imagoa Keski-Suomessa voitaisiin yrittää parantaa, sekä tuulivoimaloiden sijoittamista väestön läheisyyteen voitaisiin tuoda esiin ympäristöystävällisempänä vaihtoehtona.

Myös Wiens ym. (2017) käytti erilaisia malleja mm. maakotkien pesintäalueista ja ruuan saatavuudesta hyödyntäen niitä kannan spatiaalisiin simulaatioihin. Näiden simulaatioiden tulokset osoittivat, että Kaliforniassa uusiutuvan energian infrastruktuurin lisääminen vaikutti kielteisesti maakotkakantaan. Tutkimus totesi myös, että paikkakohtaiset suojelutoimet vähensivät negatiivisia vaikutuksia.

Tutkimus käytti neljää erilaista suojelukeinoa simulaatioissa; kausittainen turbiinien käytön rajoittaminen, sähkötolppien suojaaminen sähköiskukuolemia vastaan, säännöllinen moottoriteiden raatojen raivaaminen ja vaurioituneiden elinympäristöjen entisöiminen.

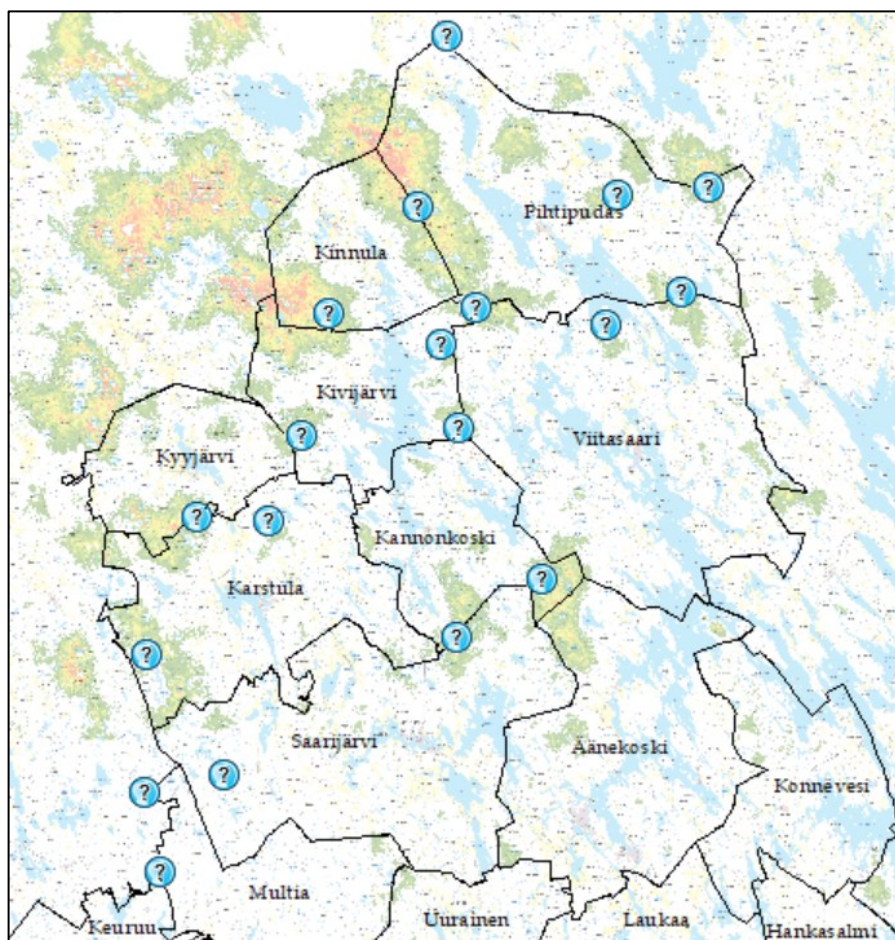
Väestön määrän on myös ennustettu keskittyvän ja verkostoituvan, ja tämä voi olla myös lajille hyödyllistä tulevaisuudessa (Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2014), sillä Keski-Suomesta puuttuvat ns. suuret erämaa alueet, joita lajin tiedetään suosivan (Below ja Ollila 2000). Väestömäärän lasku on kuitenkin kaksiteräinen miekka, sillä tuulivoimapuistot voivat olla vähävaraiselle ja väestökadosta kärsivälle kunnalle suuri apu, koska tuulivoimalat maksavat kiinteistövero ns. erämaasta, josta kunta ei välttämättä saa muuta tuloa (YLE Uutiset 2018). Esimerkiksi Kyyjärvellä uutisoitiin tuulivoimapuistojen tuovan verotuloja niin paljon, että kuntaliitos Karstulan kanssa voitiin välttää (Keski-suomalainen 2021). Tämä tuo omat ongelmansa esimerkiksi kuntapäätäjille, joiden vaakakupissa painavat sekä maakotkien reviirit että verotulot. Herää myös kysymys siitä, onko alueiden rajoittaminen tasapuolista, sillä usein lajin levittäytyminen kohdistuu vain tiettyihin kuntiin. Toisaalta esimerkiksi Pohjois-Suomessa turismin ja poronhoidin (Kaisanlahti-Jokimäki ym. 2008) tulee myös huomioida maakotkien tunnetut reviirit. Eli vaarantuneiden lajien suojelutoimet eivät usein kohdistu tasapuolisesti alueellisesti, mutta niiden noudattaminen on yleishyödyllistä kaikille, jotta Suomen luonnon lajikirjo säilyisi mahdollisimman monipuolisena.

Myös muut maastoon liittyvät muutokset voivat vaikuttaa lajin kannan kasvuun tai vähenemiseen, esimerkiksi pienriistan määrä (Moss 2015), vanhojen metsien suojelu ja suomaiden suojelu. Kantaan voi vaikuttaa myös ilmastonmuutoksen tuoma hidus ympäristönmuutos (Ilmasto-opas 2017, WWF 2017), joka vaikuttaa kasvillisuuteen ja fenologiaan, ja tätä kautta riistaan ja petoeläimiin, mikä voi potentiaalisesti vaikuttaa maakotkakantaan viiveellä. Lehikoinen ym. (2021) tutki

lintulajien populaationmuutoksia vertaillen Suomen ja Iso-Britannian lintukantojen kehitystä, ja tutkimus totesikin ilmastonmuutoksen ja maankäytön muutoksien todennäköisesti ajavan lintupopulaatioiden muutosta molemmissa maissa. "Lajien samankaltaiset populaatiomuutokset Suomessa ja Iso-Britanniassa viittaavat, että muutosten taustalla on laaja-alaiset ympäristömuutokset kuten ilmastonmuutos. Toisaalta ... paikallisilla vaihteluilla ja muutoksilla maankäytössä, kuten maa- ja metsätaloudessa, on keskeinen vaikutus lajien runsauksiin."

Tällä hetkellä ei voida ennustaa, onko tutkimuksella suurta vaikutusta kaavoitukseen ja kuinka suuria alueita pystytään merkitsemään epäsopiviksi tuulivoimalle. Silti tutkielman kaltainen suunnittelu on askel oikeaan suuntaan, kun päämääränä on rakentaa yhteistä tulevaisuutta sekä suurille petolinnuille että tuulivoimalle. On myös myönteistä lajin kannalta huomata, että kaikki lajille sopivat elinympäristöt eivät ole vielä asutettuja, ja näin kannan kasvu on vielä mahdollista Keski-Suomessa, vaikka elinympäristömallinnuksesta havaittiin harmillisesti, että hyvin soveltuvaa laajaa lajin asuttamatonta elinympäristöä ei Keski-Suomessa juurikaan ole.

Päätin lopuksi tehdä kartan siitä, mille alueille maakotkien levittäytyminen tämän tutkielman tulosten valossa on kaikkein todennäköisintä (Kuva 25). Tähän karttaan sijoitetut pesäpaikat ovat sopivalla alueella, sekä niiden lähistöllä ei ole asutuskeskuksia, tai ne ovat vanhoja hylättyjä pesäpaikkoja. Yritin myös siirtää potentiaaliset pesäpaikat avointen alueiden lähetyville, mahdollisimman kauas teistä. Tämä on hyvin optimistinen kuva kannan kasvusta, joka ei välttämättä tule toteutumaan, mutta skenaario kuitenkin auttaa havainnoimaan, miltä kannan levittäytyminen voisi tulevaisuudessa näyttää, jos lajin suojelutoimia jatketaan ja lisätään.



Kuva 25. Potentiaalisia pesäpaikkoja Keski-Suomen alueella. Pesäpaikat (vaalean siniset ympyrät) on sijoitettu ottaen huomioon jo olemassa olevat reviirit, lajille sopiva elinympäristö, etäisyys asutukseen, avointen alueiden tiheys ja etäisyys teihin. (Kartta sisältää Maanmittauslaitoksen Kuntajakopohjaiset hallinnolliset aluejaot 10/2020 aineistoa ja Taustakarttasarjan 03/2021 aineistoa, © Maanmittauslaitos 2021).

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkielman tulosten perusteella voidaan nähdä, miksi maakotkareviirit ja tuulivoimahankkeet menevät alueellisesti päällekkäin niin usein. Tämän vähentämiseksi voidaan kuitenkin hyödyntää eri keinoja, kuten alueiden käytön ohjausta. Tämä tutkielma on esimerkki siitä, kuinka tieteen avulla voidaan

helpottaa päätösten tekoa ja hyödyntää tuloksia esimerkiksi alueiden kaavoitukseen.

Maakotkan levinneisyyden kannalta suojelutoimet ovat ratkaisevia. Mm. tekopesiä rakentamalla ja poikasten määrää seuraamalla voidaan saada hyödyllistä tietoa lajin tilanteesta. Koska viime vuosien pesinnät ovat olleet onnistuneita, on lajimäärä nousussa, mutta jotta lisää reviirejä saataisiin laajemmalle alueelle, tarvitaan houkuttimia, kuten tekopesäpaikkoja. Tekopesien rakentamista varten on kuitenkin tärkeää tietää, missä lajille sopivaa elinympäristöä on, ja mallintaminen on tähän hyvä ja kannattava ratkaisu, sillä varsinkin suuren alueen tarkastaminen ja valikointi voi olla haastavaa vain maastokäyntien perusteella.

Lopullisena yhteenvedona voidaan todeta, että monet asiat tulevat vaikuttamaan maakotkan kannan kasvuun tulevaisuudessa, ja osaa näistä vaikutteista voidaan ennakoida (mm. väestöliike, urbanisoituminen), kun taas toisia dynaamisia vaikutteita on hyvin vaikea tunnistaa etukäteen (mm. ilmastonmuutos). Tämän takia on tärkeää keskittyä ajankohtaisten ongelmien ratkaisuun, mm. tuulivoimaloiden hankesuunnitteluun ja potentiaalisten lajin elinympäristöjen säilyttämiseen. Tähän voidaan hyvin hyödyntää lajin reviiri- ja elinympäristömallinnusta. Kun tuulivoimatoimijoita ohjeistetaan hankealueiden määrittämisessä, voidaan vähentää tuulivoimaloita epäsopivilla alueilla, ja näin vähentää yksilöiden törmäysriskejä, sekä elinympäristön huononemista maakotkareviireillä. Ja tuulivoimalle epäsopiviksi merkityillä alueilla voidaan sen sijaan keskittyä lajin suojelutoimiin, kuten tekopesien rakentamiseen. Toivottavasti siis Keski-Suomessakin löydetään jatkossa uusia pesäreviirejä ja näiden suojelun avulla laji voi levittäytyä tiheämmin myös etelämmäs.

KIITOKSET

Tutkielma toteutettiin yhteistyössä Keski-Suomen ELY-keskuksen ja Keski-Suomen Liiton kanssa, ja haluankin kiittää ko. tahoja taloudellisesta tuesta ja mahdollisuudesta työskennellä heidän kanssaan tämän projektin parissa. Erityiskiitokset kuuluvat myös kärsivällisille ja avuliaille ohjaajilleni Anssi Lensulle ja Elisa Valliukselle Jyväskylän yliopistolta. Haluan myös kiittää Metsähallituksella työskentelevää Hannu Tikkasta hänen mielenkiinnostaan projektia kohtaan, mallintamisavustaan ja tutkimustuloksistaan, joita saatiin käyttää tulosten vertailussa ja RSF-mallinnuksessa.

Suuret kiitokset kuuluvat myös projektin sidosryhmässä toimineille asiantuntijoille heidän avustaan ja erilaisista näkökulmistaan:

Tomi Hakkari, Keski-Suomen ELY-keskus

Kari Lehtinen, Keski-Suomen ELY-keskus

Johanna Viljanen, Keski-Suomen ELY-keskus

Markus Erkkilä, Keski-Suomen liitto

Reima Välivaara, Keski-Suomen liitto

Kristiina Nyholm, Keski-Suomen Lintutieteellinen Yhdistys

Ossi Nokelainen, Keski-Suomen Lintutieteellinen Yhdistys

Jouni Lamminmäki, Suomenselän Lintutieteellinen Yhdistys

Ulla-Maija Humppi, Saarijärven kaupunki

KIRJALLISUUS

- Refaie A., Hameed A., Nawar M., Attai Y. & Mohamed, M. 2022. Comparative investigation of the aerodynamic performance for several Shrouded Archimedes Spiral Wind Turbines. *Energy* 239: 122295. doi:10.1016/j.energy.2021.122295.
- ABO Wind 2021. Kannonkosken tuulivoimahanke. <https://www.abo-wind.com/fi/toiminta/tuulivoimakehitys/projektit/kannonkoski.html> (luettu 21.4.2021)
- Allouche O., Tsoar A. and Kadmon R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223–1232.
- Balotari-Chiebao F., Valkama J. & Byholm P. 2021. Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 00–00. <https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>.
- Band W., Madders M. & Whitfield D.P. 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. Teoksessa Lucas, M., Jans G. & Ferrer M. (toim.), *Birds and wind farms: risk assessment and mitigation*, Quercus/Libreria Linneo, pp. 259–275.
- Below A. & Ollila T. 2000. Maakotka – *Aquila chrysaetos*. Teoksessa: Below A., Suojelualueverkoston merkitys eräille nisäkäs- ja lintulajeille. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A, nro 121. Metsähallitus, Vantaa, pp. 63–71.
- Chamberlain D.E., Rehfisch, M.R., Fox A.D., Desholm M. & Anthony S.J. 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148: 198–202.
- Dormann C.F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., Marquéz J.R.G., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P.J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P.E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A.K., Zurell D. & Lautenbach S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27–46.
- Elith J., Phillips S., Hastie T., Dudík M., Chee Y. & Yates C. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Journal of Conservation Biogeography, Diversity and Distributions* 17: 43–57.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2018. ArcGIS Release 10.6.1 Redlands, CA.

- FCG Suunnittelu ja Tekniikka Oy 2020. Kannonkosken Vuorijärvien tuulivoimapuisto ja sähkönsiirto. https://www.kannonkoski.fi/sites/default/files/tiedostot/poytakirjat_ja_esityslistat/Liite%201%2C%2022.6.2020.pdf (luettu 19.5.2021)
- Fielding A., Whitfiel, D. & McLeod D. 2006. Spatial association as an indicator of the potential for future interactions between wind energy developments and golden eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland. *Biological Conservation* 131: 359–369.
- Fox A.D., Desholm M., Kahlert J., Christensen T., & Petersen I. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148: 129–144.
- Francis S., Umesh V. & Shivakumar S. 2021. Design and Analysis of Vortex Bladeless Wind Turbine. *Materials Today: Proceedings* 47: 5584–7853. doi:10.1016/j.matpr.2021.03.469.
- Glover–Kapfer P. 2015. A training manual for habitat suitability and connectivity modeling using tigers (*Panthera tigris*) in Bhutan as example. Saatavissa https://www.researchgate.net/publication/324842116_A_training_manual_for_habitat_suitability_and_connectivity_modeling_using_tigers_Panthera_tigris_in_Bhutan_as_example.
- Groffman P., Baron J., Blett, T., Gold A., Goodman I., Gunderson L., Levinson B., Palmer M., Paerl H., Peterson G., Poff N., Rejeski D., Reynolds J., Turner M., Weathers K. & Wiens J. 2006. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application?. *Ecosystems* 9: 1–13.
- Guisan A., Thuiller W., & Zimmermann N. 2017. Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R (Ecology, Biodiversity and Conservation). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hansen M. C., Potapov P., Moore R., Hancher M., Turubanova S., Tyukavina A., Thau D., Stehman S., Goetz S., Loveland T., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C. & Townshend J. 2013. High–Resolution Global Maps of 21st–Century Forest Cover Change. *Science* 342: 850–53. Aineisto saatavissa: <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>.
- Hedfors R. 2015. Movement Ecology of Golden Eagles (*Aquila Chrysaetos*) and Risks Associated with Wind Farm Development. Pro gradu –tutkielma, Swedish University of Agricultural Sciences. Saatavissa https://stud.epsilon.slu.se/7553/17/hedfors_r_150109.pdf.
- Heuck C., Herrmann C., Levers C., Leitão P., Krone O., Brandl R. & Albrecht J. 2019. Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collision mortality of the white–tailed eagle. *Biological Conservation* 236: 44–51.

- Hipkiss T., Moss E. & Hörnfeldt B. 2014. Variation in quality of Golden Eagle territories and a management strategy for wind farm projects in northern Sweden. *Bird Study* 61: 444-446.
- Hoehler F.K. 2000. Bias and prevalence effects on kappa viewed in terms of sensitivity and specificity. *J Clin Epidemiol.* 53: 499-503.
- Hunt G. 2002. Golden Eagles In A Perilous Landscape: Predicting The Effects Of Mitigation For Wind Turbine BladeStrike Mortality. California Energy Commission, Consultation Report. Saatavissa <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Hunt-2002.pdf>
- IdentiFlight 2021. Identifying a Species in Real Time. <https://www.identiflight.com/species> (luettu 16.11.2021)
- Ilmasto-opas 2017. Ennustettu ilmastonmuutos Suomessa. <https://ilmasto-opas.fi/fi/ilmastonmuutos/suomen-muuttuva-ilmasto/-/artikkeli/74b167fc-384b-44ae-84aa-c585ec218b41/ennustettu-ilmastonmuutos-suomessa.html> (luettu 19.5.2021)
- Ilmatieteen laitos 2021. Suomen ilmastovyöhykkeet. <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/suomen-ilmastovyohykkeet> (luettu 14.4.2021)
- Jaynes E.T. 1957. Information Theory and Statistical Mechanics. *The Physical Review* 106: 620-630.
- Johnston N., Bradley J. & Otter K. 2014. Increased flight altitudes among migrating golden eagles suggest turbine avoidance at a rocky mountain wind installation. *PLoS One* 9: e93030. doi:10.1371/journal.pone.0093030.
- Kaila A. & Ihalainen A. 2014. Metsävarat. Teoksessa: Peltola, A. (toim.), *Metsätalastollinen vuosikirja 2014*, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa, pp. 33-78.
- Kaisanlahti-Jokimäki M., Jokimäki J., Huhta E., Ukkola M., Helle P. & Ollila T. 2008. Territory occupancy and breeding success of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) around tourist destinations in northern Finland. *Ornis Fennica* 85: 2-12.
- Kati V., Kassara C., Vrontisi Z. & Moustakas A. 2021. The biodiversity-wind energy-land use nexus in a global biodiversity hotspot. *Science of The Total Environment* 768: 144471. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144471.
- Keliber 2015. Keliber Maakotka Osa 1. https://www.youtube.com/watch?v=y05ana_rUwM&ab_channel=Keliber (katsottu 14.4.2021)
- Keskisuomalainen 2021. Kyyjärvi sanoi ei kuntaliitokselle - Kyyjärvellä nähdään, että vireillä olevat tuulivoimahankkeet vahvistavat kunnan taloutta niin

- paljon, että itsenäisenä kuntana on mahdollista jatkaa. <https://www.ksml.fi/paikalliset/4148173> (luettu 1.6.2021)
- Keski-Suomen ELY-keskus 2021. Yhteysviranomaisen perusteltu päätelmä Multian Nikaran tuulivoimahankkeen ympäristövaikutusten arviointiselostuksesta. <https://www.ymparisto.fi/nikarantuulivoimahankeYVA> (luettu 18.9.2021)
- Keski-Suomen Liitto 2011. Vesistöt. <https://keskisuomi.info/avainlukuja/ymparisto-ja-liikenne/vesistot/> (luettu 21.4.2021)
- Keski-Suomen Liitto 2011. Väkiluku. <https://keskisuomi.info/avainlukuja/vaesto/vaestomaara/> (luettu 21.4.2021)
- Korkein hallinto-oikeus 2015. KHO:2015:124. <https://www.kho.fi/fi/index/paatokset/vuosikirjapaatokset/1440504187913.html> (luettu 14.4.2021)
- Lehikoinen A., Johnston A. & Massimino D. 2021. Climate and land use changes: similarity in range and abundance changes of birds in Finland and Great Britain. *Ornis Fennica* 98: 1–15.
- Lele S., Merrill E., Keim J. & Boyce M. 2013. Selection, use, choice and occupancy: clarifying concepts in resource selection studies. *Journal of Animal Ecology* 82: 1183–1191.
- Lemoine N. 2015. Climate Change May Alter Breeding Ground Distributions of Eastern Migratory Monarchs (*Danaus plexippus*) via Range Expansion of *Asclepias* Host Plants. *PLoS ONE* 10: e0118614. doi:10.1371/journal.pone.0118614.
- Leonard L. 2017. Chapter One – Web-Based Behavioral Modeling for Continuous User Authentication (CUA). *Advances in Computers* 105: 1–44.
- Lindholm T. & Heikkilä R. 2010. The Finnish concept of vegetation and zones of natural forests and mires. *CAFF Technical Report* 21: 106–111.
- Liu C., Berry P.M., Dawson T.P. & Pearson R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385–393.
- Liu C., White M. & Newell G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40: 778–789.
- Lobo J.M., Jiménez-Valverde A. & Real R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145–151.
- Luomus 2021. Lintujen rengastus. <https://www.luomus.fi/fi/lintujen-rengastus> (luettu 15.11.2021)

- Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096.
- Luonnonvarakeskus 2020. Taulukkoraportti Talvilaskenta 2020 Keski-Suomi. <https://www.riistakolmiot.fi/Taulukkoraportti/> (luettu 20.4.2021)
- Luontoportti 2021. Maakotka *Aquila chrysaetos*. <https://www.luontoportti.com/suomi/fi/linnut/maakotka> (luettu 19.5.2021)
- Martínez J., Calvo J., Martínez J., Zuberogoitia I., Cerezo E., Manrique J., Gómez G., Nevado J., Sánchez M., Sánchez R., Bayo J., Pallarés A., González C., Gómez J., Pérez P. & Motos J. 2010. Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. *Biodiversity and Conservation* 19: 3757–3767.
- May R., Nygård T., Falkdalen U., Åström J., Hamre Ø. & Stokke B. 2020. Paint it black: Efficacy of increased wind-turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. *Ecology and Evolution* 10: 8927–8935.
- McClure C., Martinson L. & Allison T. 2018. Automated monitoring for birds in flight: Proof of concept with eagles at a wind power facility. *Biological Conservation* 224: 26–33.
- Mcgrady M., Grant J., Bainbridge I. & Mcleod D. 2002. A model of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) ranging behavior. *J. Raptor Res.* 36: 62–69.
- Metsähallitus 2010. Maakotka elinehtona pesimärauha. <https://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BA9AC04C4-C1E7-4045-ACFD-4435F1A0B96A%7D/35052> (luettu 19.5.2021)
- Metsähallitus 2021. Maakotka. <https://www.metsa.fi/luonto-jakulttuuriperinto/lajien-suojelu/maakotka/> (luettu 13.11.2021)
- Meyburg B. 1947. Sibling aggression and mortality among nesting eagles. *Ibis* 116: 224–228.
- Meyer C. & Thuiller W. 2006. Accuracy of resource selection functions across spatial scales. *Diversity and Distributions* 12: 288–297.
- Millsap B. A., Grubb T. G., Murphy R. K., Swem T. & Watson J. W. 2015. Conservation significance of alternative nests of golden eagles. *Global Ecology and Conservation* 3: 234–241.
- Molina M. & Mercado P. 2011. Modelling and Control Design of Pitch-Controlled Variable Speed Wind Turbines. Teoksessa: Al-Bahadly I. (toim.), *Wind Turbines*, InTech Rijeka Kroatia, pp. 373-403.
- Morkūnė, R., Marčiukaitis, M., Jurkin, V., Gecevičius, G., Morkūnas, J., Raudonikis, L., Markevicius A., Narščius A. & Gasiūnaitė Z. 2020. Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for

- conflict assessment. *PLoS ONE* 15, e0227735, doi:10.1371/journal.pone.0227735.
- Morris L., Proffitt K. & Blackburn J. 2016. Mapping resource selection functions in wildlife studies: Concerns and recommendations. *Applied Geography* 76: 173–183.
- Moss E. 2015. Habitat Selection and breeding ecology of Golden Eagles in Sweden. Väitöskirja, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Ruotsi. Saatavissa https://pub.epsilon.slu.se/12170/1/moss_e_150504.pdf
- Moss E., Hipkiss T., Ecke F., Dettki H., Sandström P., Bloom P., Kidd J., Thomas S. & Hörnfeldt B. 2014. Home-Range Size and Examples of Post-Nesting Movements for Adult Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Boreal Sweden. *Journal of Raptor Research* 48: 93–105.
- Motiva 2021. Tuulivoimateknologia. https://www.motiva.fi/ratkaisut/uusiutuva_energia/tuulivoima/tuulivoima-suomessa/tuulivoimateknologia (luettu: 18.10.2021)
- Movebank 2018. Lecture 3. Introduction to Resource Selection Functions, John Fieberg. https://www.youtube.com/watch?v=6IXM8DZ6qVc&ab_channel=Movebank (katsottu 14.4.2021)
- Mäkeläinen S. & Lehikoinen A. 2021. Biodiversity and bird surveys in Finnish environmental impact assessments and follow-up monitoring. *Environmental Impact Assessment Review* 87: 106532. doi: 10.1016/j.eiar.2020.106532.
- NIMBioS 2018. MaxEnt Introduction. https://www.youtube.com/watch?v=qUlgYdSSyik&ab_channel=NIMBioS (katsottu 19.5.2021)
- Ollila T. 2019. *Raportti maakotkan, muuttohaukan, tunturihaukan sekä Oulun ja Lapin läänien merikotkien pesinnöistä vuonna 2019*. Metsähallitus, Luontopalvelut, saatavissa https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Muut/petolintujen_pesinnat_2019.pdf.
- Ollila T. 2020. *Raportti maakotkan, muuttohaukan, tunturihaukan sekä Oulun ja Lapin läänien merikotkien pesinnöistä vuonna 2020*. Metsähallitus, Luontopalvelut, saatavissa https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Muut/petolintujen_pesinnat_2020.pdf.
- Paakkari M. 2011. Sisä-Suomen tuulivoimaselvitys. Projekti YTJ 035. Hafmex Wind Oy.

- Parkkinen A. 2019. Kanahaukan pesäpaikkojen ennustaminen paikkatietoanalyysillä. Pro gradu -tutkielma, Jyväskylän Yliopisto. Saatavissa <https://jyx.jyu.fi/handle/123456789/64736>.
- Passoja H. & Huhtinen T. 2021. Nikaran tuulivoimaosayleiskaava Kaavaselostus (valmisteluvaihe) ja ympäristövaikutusten arviointiselostus. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Nikaran_tuulivoimahanke_Multia (luettu 19.5.2021)
- Phillips S., Dudík M. & Schapire R. 2004. A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning 655–662. https://www.cs.princeton.edu/~schapire/papers/MaxEnt_icml.pdf.
- Phillips S., Anderson R. & Schapire R. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Phillips S. 2017. A Brief Tutorial on MaxEnt. http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/MaxEnt/ (luettu 21.4.2021)
- Phillips S., Dudík M. & Schapire R.E. 2021. MaxEnt software for modelling species niches and distributions (Version 3.4.1). URL: https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/ (luettu 13.11.2021)
- Ponnikas, S. 2014. Stablishing conservation management for avian threatened species. Väitöskirja, Oulun yliopisto. Saatavissa https://www.researchgate.net/publication/263161326_Establishing_conservation_management_for_avian_threatened_species
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Redpath S., Young J., Evely A., Adams W., Sutherland W., Whitehouse A., Amar A., Lambert R., Linnell J., Watt A. & Gutiérrez R. 2013. Understanding and Managing Conservation Conflicts. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 100–109.
- Ricklefs R. 2009. Disintegration of the Ecological Community. *The American naturalist* 172: 741–750.
- Rodríguez-Estrella R., Donázar J.A. & Hiraldo F. 1997. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 12: 921–925.

- RSPB 2021. Habitat, breeding and nesting habits. <https://www.rspb.org.uk/birds-and-wildlife/wildlife-guides/bird-a-z/golden-eagle/habitat-breeding-and-nesting-habits/> (luettu 27.4.2021)
- Schoener T.W. 1968. Sizes of Feeding Territories among Birds. *Ecology* 49: 123–141.
- Sheppard J.K., McGann A., Lanzone M. & Swaisgood R. 2015. An autonomous GPS geofence alert system to curtail avian fatalities at wind farms. *Animal Biotelemetry* 3. doi:10.1186/s40317-015-0087-y.
- Simoës M., Romero-Álvarez D., Nuñez-Penichet C., Jiménez L. & Cobos M.E. 2020. General Theory and Good Practices in Ecological Niche Modeling: A Basic Guide. *Biodiversity Informatics* 15: 67–68.
- Sofaer H., Jarnevich C., Pearse I., Smyth R., Auer S., Cook G., Edwards T., Guala G., Howard T., Morisette J. & Hamilton H. 2019. Development and Delivery of Species Distribution Models to Inform Decision-Making. *BioScience* 69: 544–557.
- South of Scotland Golden Eagle Project 2020. Love may be in the air for groundbreaking conservation project. <https://www.goldeneaglessouthofscotland.co.uk/about/press-releases> (luettu 19.5.2021)
- Ștefănescu D. & Bălescu D. 2019. Predicting the distribution of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Romania using the MaxEnt method. *North-Western Journal of Zoology* 15: 67–74.
- Suomen luonnonsuojeluliitto Keski-Suomi 2017. Metsiensuojelu. <https://www.sll.fi/keski-suomi/luonto-ja-ymparisto/metsiensuojelu/> (luettu 21.4.2021)
- Suomen virallinen tilasto (SVT). 2004. *Väestöennuste* [verkkójulkaisu]. ISSN=1798–5137. Helsinki: Tilastokeskus [viitattu: 24.5.2021]. Saantitapa: <http://www.stat.fi/til/vaenn/tau.html>
- Taylor R. 2020. South of Scotland Golden Eagle Project. https://www.youtube.com/watch?v=Z6oXYcGi9Mg&ab_channel=RickTaylor (katsottu 14.4.2021)
- Tikkanen H., Laaksonen T., Pakanen V.M., Rytönen S. & Balotari-Chiebao F. 2019. Habitat use of flying subadult White-tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*): implications for land use and wind power plant planning. *Ornis Fennica* 95: 137–150.
- Tikkanen H., Rytönen S., Karlin O., Ollila T., Pakanen V., Tuohimaa H. & Orell M. 2018. Modelling golden eagle habitat selection and flight activity in their home ranges for safer wind farm planning. *Environmental Impact Assessment Review* 71: 120–131.

- Turunen A., Tiittanen P. & Lanki T. 2016. Meluhaittojen kokeminen ja oireilu yhdeksällä tuulivoima-alueella Suomessa. *Ympäristö ja terveys* 5: 76–81.
- Työ- ja elinkeinoministeriö. Energia- ja ilmastostrategia. <https://tem.fi/energia-ja-ilmastostrategia> (luettu 14.4.2021)
- Velasco J. & González-Salazar C. 2019. Akaike information criterion should not be a “test” of geographical prediction accuracy in ecological niche modelling. *Ecological Informatics* 51: 25–32.
- Watson J & Brockie K. 2010. *The Golden Eagle*. Bloomsbury Publishing, London, UK.
- Weaver S., Hein C., Simpson T., Evans J. & Castro-Arellano I. 2020. Ultrasonic acoustic deterrents significantly reduce bat fatalities at wind turbines. *Global ecology and Conservation* 24: e01099. doi:10.1016/j.gecco.2020.e01099.
- Wiens J., Schumaker N., Inman R., Esque T., Longshore K. & Nussear K. 2017. Spatial Demographic Models to Inform Conservation Planning of Golden Eagles in Renewable Energy Landscapes. *Journal of Raptor Research* 51: 234–257.
- Wikipedia Commons 2013. File: Working principle of mechanistic species distribution models.jpg. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Working_principle_of_mechanistic_species_distribution_models.jpg (luettu 19.5.2021)
- WWF 2017. Ilmastonmuutos Muuttaa Suomalaista Luontoa. <https://wwf.fi/uutiset/2017/10/ilmastonmuutos-muuttaa-suomalaista-luontoa/> (luettu 19.5.2021)
- YLE Uutiset 2013. Maakotkan pesän perustana on ihmisen reiden paksuisia oksia. <https://yle.fi/uutiset/3-6959196> (luettu 27.4.2021)
- YLE Uutiset 2018. Tuulivoimaa seuraa haaste toisensa perään: tuki hupeni, veronousi ja kritiikki voimistui. <https://yle.fi/uutiset/3-10515933> (luettu 19.5.2021)
- Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2013. Kuka ympäristöluvan myöntää?. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Luvat_ilmoitukset_ja_rekisterointi/Ymparistolupa/Kuka_luvan_myontaa (luettu 20.4.2021)
- Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2014. Yhdyskuntarakenne - Keski-Suomi. [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Elinymparisto_kaavoitus/Yhdyskuntarakenne/Yhdyskuntarakenne_KeskiSuomi\(28367\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Elinymparisto_kaavoitus/Yhdyskuntarakenne/Yhdyskuntarakenne_KeskiSuomi(28367)) (luettu 20.4.2021)
- Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2016. Usein kysytyt kysymykset tuulivoimasta. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Elinymparisto_kaavoitus/Elinymparisto/Tuulivoimarakentaminen/T

uulivoimaneuvonta/Usein_kysytyt_kysymykset_tuulivoimasta(39060)
(luettu 20.4.2021)

Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu 2020. Nikaran tuulivoimahanke,
Multia. <https://www.ymparisto.fi/nikarantuulivoimahankeYVA> (luettu
20.4.2021)

Ympäristönsuojelulaki 27.6.2014/527.

Young J., Watt A., Nowicki P., Alard D., Clitherow J., Henle K., Johnson R., Laczko
E., McCracken D., Matouch S., Niemelä J. & Richards C. 2005. Towards
sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human
activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity & Conservation*
14: 1641–1661.

LIITTEET

LIITE 1. AINEISTOJEN ESIKÄSITTELY

1 Pesätietojen käsittely

Pesätiedot käsiteltiin ensin poistamalla aineistosta tekopesät. Samassa pisteessä olevat pesät ja toisiaan läheiset pesät poistettiin spatiaalisen autokorrelaation välttämiseksi ArcMap-ohjelman lisätyökalupaketilla SDM Toolbox v2.4, ”1.Spatially Rarefy Occurrence Data for SDM’s (reduce spatial autocorrelation)”-työkalulla käyttäen 5 km etäisyyttä maakotkan suuren reviirikoon takia (Ștefănescu ja Bălescu, 2019). Rajatuista pesistä 3 päätettiin vaihtaa niiden suuremman pesintäonnistumisen takia. Nämä kuitenkin katsottiin ensin läpi, jotta vaihto ei aiheuttanut läheisyyttä toisiin pesäpaikkoihin. Tämän jälkeen aineisto tallennettiin taulukkona ja yksinkertaistettiin Excel ohjelmalla sisältämään vain koordinaatit longitude ja latitude sarakkeilla, ja lajitiedot species sarakkeessa. Lopuksi tiedot tallennettiin Comma Separated Values (.csv) -muotoon. Pesäpaikkoja valikoitui 21 mallinnusta varten. Mallinnuksessa käytettiin vaihtoehtona myös kaikkia sellaisia pesäpaikkoja, jotka eivät olleet tekopesiä (yht. 41).

2 Puustoaineiston käsittely

1. Aineiston käsittely aloitettiin ladattujen karttaruutujen yhdistämisellä ”Mosaic to New Raster” työkalulla.
2. Tämän jälkeen voitiin määrittää koordinaatisto ”Project Raster” -työkalulla (käytettävä koordinaatisto kaikissa aineistoissa: EUREF_FIN_TM35FIN).
3. Tämän jälkeen rasteritaso leikattiin ”Clip, Data Management” työkalulla haluttuun alueeseen. Ennen ”Clip” -työkalun käyttöä määritellään kohderasterin ”Extent” ja ”Snap raster”.

4. "Set Null" -työkalulla muutettiin koodiarvoilla 32766 merkityt puuttuvat arvot NoData-arvoiksi. Tämä tehtiin komennolla VALUE > 32760 (käsiteltävä aineisto False Raster kohtaan).

5. Metsänkayttöilmoitusten eliminointi (a-c)

a. Aineisto ladattiin, yhdistettiin karttatasoksi "Merge" -työkalulla ja leikattiin "Clip Analysis" -työkalun avulla kohdealueeseen.

b. Ilmoitusten tyypit tarkastettiin ja tarkoituksena oli luoda aineisto, johon jätettiin vain 2017–2019 hakkuualueet luokista 2, 3 ja 5 monikulmioina. Myös aineiston koon takia turhat sarakkeet poistettiin attribuuttitaulukosta.

("cuttingrea" = 2) OR ("cuttingrea" = 3) OR ("cuttingrea" =5)

ja ("declarationarrivaldate" >= time '2017-01-01 00:00:00') AND ("declarationarrivaldate" >= time '2019-12-30 00:00:00')

c. Nämä alueet voitiin sitten eliminoida VMI aineistosta "Raster Calculator" -työkalulla (kaikista paitsi kasvupaikkatasosta). Käsky esim. Con(SetNull("MKI_rasteri"), VMI_rasteri) ja Con(IsNull(VMI_rasteri),0, VMI_rasteri). Environments>cell size määrittäminen ja "Snap" ja "Extent" asetukset oli myös valittu.

6. "Aggregate" -työkalua käytettiin, jotta saatiin yhtenäinen ja halutun kokoinen rasteriresoluutio. Metodiin voidaan käyttää joko solujen mediaania, keskiarvoa tai maksimia muuttujasta riippuen. Koska NoData arvot haluttiin sisällyttää uusien solujen laskentaan, käytettiin "Aggregate" -työkalua kun mahdollista. Laskuissa käytettiin puuston ikä = maksimi, puuston keskipituus = maksimi, latvuspeittävyys = keskiarvo, männyn tilavuus = keskiarvo, männyn hukkapuuosa = keskiarvo ja puuston kasvupaikka = mediaani -arvoja.

7. Lopuksi käsitellyt tasot tallennettiin haluttuihin kansioihin ASCII muodossa valmiina seuraavaan vaiheeseen. SDM työkalupaketin "2a. Raster to Ascii (folder)"

-työkalulla ja tasojen arvot tarkistettiin "*Batch Calculate Statistics, Data Management*" -työkalulla. (SDMtoolbox Version 2.4).

3 Korkeus aineiston käsittely

1. Aineiston käsittely aloitettiin ladattujen laattojen yhdistämisellä "*Mosaic to New Raster*" -työkalulla.

2. Sen jälkeen laatta leikattiin "*Clip*" -työkalulla haluttuun kohdealueeseen. Ennen "*Clip*" -työkalun käyttöä määriteltiin kohderasterin "*Extent*" ja "*Snap raster*" asetukset.

3. Mallista laskettiin kaltevuus "*Slope*" -työkalulla (z factor=1, planar metodilla ja tulos asteina).

4. Mallin rinteensuunta laskettiin "*Aspect*" -työkalun avulla (z unit= meters, planar metodilla).

5. Tämän jälkeen voitiin määrittää tason koordinaatisto "*Project Raster*" -työkalulla ja muuttaa tason solukoko halutuksi "*Aggregate*" -työkalulla (solujen keskiarvoa käyttäen, paitsi rinteensuuntarasterissa mediaania käyttäen).

HUOM! Kun aineistoja vertailtiin ei korkeusaineisto tasautunut samalla tavalla, joten käytettiin toista käsiteltyä tasoa, Environments>snap raster asetuksessa, jotta kaikkien rasterien soluseinät olisi kohdennettu samalla tavalla.

6. Lopuksi käsitellyt tasot tallennettiin haluttuihin kansioihin ASCII muodossa valmiina seuraavaan vaiheeseen "*Raster to ASCII*" -työkalulla ja tasojen arvot tarkistettiin "*Calculate Statistics*" -työkalulla.

4 Metsän monimuotoisuus aineiston käsittely

1. Ensin aineiston koordinaatisto tarkistettiin ja taso leikattiin "*Clip*" -työkalulla haluttuun alueeseen. Ennen "*Clip*" -työkalun käyttöä määritellään kohderasterin "*Extent*" ja "*Snap raster*".

2. Tämän jälkeen taso muunnettiin haluttuihin solukokoihin "*Resample*" -työkalulla, jossa hyödynnetään toista jo käsiteltyä tasoa (Environments>snap raster ja Raster analysis>cell size) soluseinien kohdentamisessa. Tämän jälkeen havaittiin tasossa liikaa rivejä, joten se leikattiin uudelleen, toisella tasolla niin että "*Maintain clipping extent*" -asetus oli valittuna.

3. Lopuksi käsitellyt tasot tallennettiin haluttuihin kansioihin ASCII muodossa valmiina seuraavaan vaiheeseen "*Raster to Ascii*" -työkalulla, ja tasojen arvot tarkistettiin "*Calculate Statistics*" -työkalulla.

5 Asutus aineiston käsittely

1. Tiedostoista muodostettiin ensin yhtenäinen taso, "*Merge*" -työkalulla ja laatta leikattiin "*Clip (Analysis)*" -työkalulla haluttuun alueeseen. Ennen "*Clip*" työkalun käyttöä määriteltiin kohderasterin "*Extent*".

2. Tämän jälkeen laskettiin etäisyystasot "*Euclidean distance*" (planar metodilla) -työkalulla. Tuloksena saatiin etäisuuskartta jokaiseen rakennukseen, käytössä oleviin asuinrakennuksiin (42210, 42211, 42212) ja lomarakennuksiin (42230, 42231, 42232).

HUOM! Tason attribuuttitaulukosta tallennettiin eri luokat omiksi tasoikseen ("LUOKKA" = 42210) OR ("LUOKKA"= 42211) OR ("LUOKKA"= 42212) ja laskettiin etäisyys näiden perusteella. Molempien työkalujen (2 ja 3) output cell size määritettiin 80 m ja 160 m kokoon.

3. Ydinestimointitasot laskettiin ensin hahmottamalla talojen keskipisteet "*Feature to Point*" -työkalulla ja sen jälkeen laskemalla Kerneltiheystaso "*Kernel Density*" -työkalulla, tämä tehtiin myös kaikille rakennuksille, asuinrakennuksille ja lomarakennuksille. Kernel density search radius:ksi määritettiin 2 km, koska keskimääräinen etäisyys ei tekopesien ja kaikkien rakennusten välillä oli n. 1319 m (min. 49 m ja max. 3251). 2 km search radius myös vähensi haja-asutuksen merkitystä aineistossa. Output cell size 80 tai 160.

3. Aineiston koordinaatisto tarkistettiin, sekä aineisto piti vielä kerran leikata "*Clip, data management*" -työkalulla ylimääräisten alueiden poiston takia. Lopuksi käsitellyt tasot tallennettiin haluttuihin kansioihin ASCII muodossa valmiina seuraavaan vaiheeseen.

6 Avoin alue aineiston käsittely

1. Tason koordinaatisto muutettiin "*Project Raster*" -työkalulla ja laatta leikattiin "*Clip*" -työkalulla haluttuun alueeseen. Ennen "*Clip, Data Management*" -työkalun käyttöä määriteltiin kohderasterin "*Extent*" ja "*Snap raster*".

2. Seuraavaksi eroteltiin halutut alueet "*Con*" ja "*Reclassify*" työkalulla, jolla myös määritettiin alueille halutut arvot NoDataksi.

Raster calculator Con sääntö: ("VALUE" = 19) OR ("VALUE" = 20) OR ("VALUE" = 22) OR ("VALUE" = 21) OR ("VALUE" = 33) OR ("VALUE" = 34) OR ("VALUE" = 35) OR ("VALUE" = 36) OR ("VALUE" = 39) OR ("VALUE" = 41) OR ("VALUE" = 43) OR ("VALUE" = 44) OR ("VALUE" = 37)

Taulukko 1.1. Aukeisiin alueisiin sopivat luokat.

Corine määritelmä	Tason arvo	Tason uusi arvo
Laidunmaat	19	1
Luonnon laidunmaat	20	1
Puustoiset pelto- ja laidunmaat	22	1
Maataloustukijärjestelmän ulkopuoliset maatalousmaat	21	1
Harvapuustoiset alueet, cc<10%	33	1
Harvapuustoiset alueet, cc 10-30% kivennäismaalla	34	1
Harvapuustoiset alueet, cc 10-30%, turvemaalla	35	1
Harvapuustoiset alueet, cc 10-30%, kalliomaalla	36	1
Kalliomaat	39	1
Sisämaan kosteikot maalla	41	1
Avosuot	43	1
Harvapuustoiset alueet, sähkölinjan alla	37	1

Turvetuotantoalueet	44	1
MUUT	1..48	0

3. Tämän jälkeen rasteri muunnettiin pistemäiseksi vektoriksi *"Raster to Point"* -työkalulla. Ja aineiston ydinestimointiin *"Kernel Denssity"* -työkalulla (planar method).

Output cell size: 80 tai 160, Population field: None. Search radius: 1000 m ja 500 m.

Ştefănescu and Bălescu (2019) käyttivät 5 km etäisyyttä eri aluetyyppien tiheyden lasketäisyytenä. Myös laskujen perusteella keskimääräinen etäisyys pesien ja avoimen alueen välillä oli n. 71 m (min. 4 m, max. 389 m). Tämän takia laskettiin ydinestimointi 1 km ja 500 m ytimen leveydellä vertailun vuoksi, mutta aineistoista päätettiin lopulta käyttää 1 km etäisyys ydinestimointitasoa.

4. *"Majority Filter"* -työkalulla pieniä alueita eliminoitiin pois, ja tämän jälkeen etäisyys taso laskettiin *"Euclidean distance"* -työkalulla. Cell size 80 tai 160.

5. Koska avoimien alueiden läheisyys pesälle on hyväksi ravinnonhankinnan kannalta, mutta linnut eivät välttämättä pesiydy sinne, voidaan avomaiden keskiosat nollata *"Raster Calculator"* -työkallulla Con() käskyllä. Tällöin malli antaa isoja arvoja vain avoimien alueiden raja-alueille, eikä niiden keskiosille.

Con(SetNull("majority_avoin_alueet"), "kernel_tiheys_rasteri") ja tämän jälkeen
Con(IsNull("kernel_tiheys_rasteri"), 0, "kernel_tiheys_rasteri")

6. Aineiston koordinaatisto tarkistettiin, sekä aineisto piti vielä kerran leikata *"Clip, data management"* -työkalulla ylimääräisten alueiden poiston takia. Lopuksi käsitellyt tasot tallennettiin haluttuihin kansioihin ASCII muodossa valmiina seuraavaan vaiheeseen.

7 Vesistö aineiston käsittely

1. Laatta leikattiin *"Clip Analysis"* -työkalulla haluttuun alueeseen.

2. *"Polygon to Raster"* -työkalulla muutettiin polygon muodot rasteriksi.

3. "Raster to point" -työkalulla rasteri alueet voitiin järjestää pisteiksi.
4. "Near, Analysis" -työkalulla voitiin laskea etäisyys pesien ja vesistöjen välillä, tätä käytettiin kerneltiheyden laskuetäisyyden määrittämiseen (ka. 981 m).
4. "Kernel density" -työkalulla laskettiin tiheys tasot, search radius 1 km. Cell size 80 tai 160.
5. Aineiston koordinaatisto tarkistettiin, sekä aineisto piti vielä kerran leikata "Clip, data management" -työkalulla ylimääräisten alueiden poiston takia. Viimeiseksi tasot tallennettiin "Raster to ASCII" -työkalulla ja näiden arvot tarkistettiin "Calculate Statistics" -työkalulla.

8 Tiestö aineiston käsittely

1. Aineisto yhdistettiin "Merge" -työkalulla, ensin 3 tasoon ja sitten yhteen tasoon, jossa otettiin mukaan vain halutut sarakkeet.
2. Laatta leikattiin "Clip Analysis" -työkalulla haluttuun alueeseen.
3. Attribuuttitaulukosta voitiin valita halutut luokat ja tallentaa nämä omiksi tasoikseen. Lisää tietoja maastotietokannan luokista: <https://www.maanmittauslaitos.fi/sites/maanmittauslaitos.fi/files/old/maastotietokohteet.pdf>.

Taulukko 1.2. Tiestön luokitteluun käytetyt luokat.

Isot tiet	Pienet tiet
12111	12131
12112	12132
12121	12141
12122	

4. "Euclidean Distance" -työkalulla laskettiin etäisyys tasot. Cell size 80 tai 160. Extent: kohdealue, Raster analysis>Mask>kohdealue.
5. Viimeisenä aineiston koordinaatisto tarkistettiin ja tasot tallennettiin "Raster to ASCII" -työkalulla ja näiden arvot tarkistettiin "Calculate Statistics" -työkalulla.

LIITE 2. PARHAAN MAXENT-MALLIN PCA JA KORRELAATIO TESTIT

Taulukko 2.1. Solukoon 80 m x 80 m tasojen pääkomponenttianalyysi.

	Ominaisarvo	Ominaisarvojen osuus (%)	Ominaisarvojen kumulaatio (%)
Suurteiden etäisyys	0,170	46,23	46,23
Pienteiden etäisyys	0,067	18,12	64,35
Puuston latvuspeittävyys	0,045	12,26	76,61
Männyn hukkapuuosa	0,029	7,74	84,35
Puuston keskipituus	0,019	5,11	89,46
Järvien tiheys	0,012	3,23	92,70
Zonation 2018	0,007	1,82	94,52
Avoimen alueen tiheys	0,006	1,67	96,19
Mökkien etäisyys	0,005	1,43	97,62
Asuntojen etäisyys	0,004	1,01	98,63
Maaston korkeus	0,002	0,63	99,26
Maaston kaltevuus	0,002	0,41	99,67
Rakennusten tiheys	0,001	0,33	100,00

Taulukko 2.2. Parhaan mallin muuttujien Pearsonin korrelaatiokertoimet. Laskettu ArcMap -ohjelmistolla.

	Suurteiden etäisyys	Pienteiden etäisyys	Puuston latvuspeittävyys	Männyn hukkapuuosa	Puuston keskipituus	Järvien tiheys	Zonation 2018	Avoimen alueen tiheys	Mökkien etäisyys	Asuntojen etäisyys	Maaston korkeus	Maaston kaltevuus	Rakennusten tiheys
Suurteiden etäisyys	1	0,26	-0,04	0,07	-0,03	0,1	0,1	0,01	0,2	0,49	0,12	-0,04	-0,29
Pienteiden etäisyys	0,26	1	-0,27	-0,07	-0,27	0,38	0,04	-0,13	0,11	0,37	-0,13	-0,21	-0,17
Puuston latvuspeittävyys	-0,04	-0,27	1	0,5	0,92	-0,43	0,21	0,28	0,04	-0,06	0,19	0,34	-0,08
Männyn hukkapuuosa	0,07	-0,07	0,5	1	0,48	-0,36	0,11	0,29	0,25	0,21	0,11	0	-0,2
Puuston keskipituus	-0,03	-0,27	0,92	0,48	1	-0,42	0,22	0,26	0,02	-0,05	0,22	0,38	-0,09
Järvien tiheys	0,1	0,38	-0,43	-0,36	-0,42	1	-0,01	-0,34	-0,33	-0,01	-0,24	-0,2	0,07
Zonation 2018	0,1	0,04	0,21	0,11	0,22	-0,01	1	0	0,01	0,11	0,1	0,17	-0,04
Avoimen alueen tiheys	0,01	-0,13	0,28	0,29	0,26	-0,34	0	1	0,16	0,07	0,15	0,05	-0,09
Mökkien etäisyys	0,2	0,11	0,04	0,25	0,02	-0,33	0,01	0,16	1	0,41	0,12	-0,17	-0,22
Asuntojen etäisyys	0,49	0,37	-0,06	0,21	-0,05	-0,01	0,11	0,07	0,41	1	0,16	-0,15	-0,38
Maaston korkeus	0,12	-0,13	0,19	0,11	0,22	-0,24	0,1	0,15	0,12	0,16	1	0,17	-0,25
Maaston kaltevuus	-0,04	-0,21	0,34	0	0,38	-0,2	0,17	0,05	-0,17	-0,15	0,17	1	0,07
Rakennusten tiheys	-0,29	-0,17	-0,08	-0,2	-0,09	0,07	-0,04	-0,09	-0,22	-0,38	-0,25	0,07	1