

# **Pohjantikan elinympäristöt ja uhanalaisuuden ajurit viileissä metsissä**

Sara Konsell

Maantiede  
Pro gradu -tutkielma  
Laajuus: 30 op

16.6.2025

Turku

Turun yliopiston laatujärjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu  
Turnitin OriginalityCheck -järjestelmällä.

Pro gradu -tutkielma

**Pääaine:** Maantiede

**Tekijä:** Sara Konsell

**Otsikko:** Pohjantikan elinympäristöt ja uhanalaisuuden ajurit viileissä metsissä

**Ohjaajat:** Risto Kalliola, Niko Kulha

**Sivumäärä:** 77 sivua + liitteet 5 sivua

**Päivämäärä:** 16.6.2025

---

Pohjantikka on tikkalaji, joka on levittäytynyt koko pohjoiselle havumetsävyöhykkeelle, mutta sitä esiintyy myös eteläisemmillä vuoristoalueilla. Siten laji asuttaa viileitä metsiä, jotka eriävistä maantieteellisestä sijainnistaan huolimatta jakavat samankaltaisia piirteitä kuten havupuuvaltaisuuden ja luontaisen häiriödynamiikan. Viileiden metsien yhtenevä ekologia on seurausta samankaltaisista ilmasto-olosuhteista, jotka johtuvat pohjoisesta sijainnista tai vuoriston vaikutuksesta. Pohjantikalla on keskeinen rooli viileiden metsien ekosysteemeissä, sillä se tuottaa metsäekosysteemeihin tärkeitä resursseja, koloja. Lisäksi laji on riippuvainen lahopuusta ja reagoi herkästi elinympäristömuutoksiin. Siten pohjantikka on tärkeä avain- ja indikaattorilaji, mutta sen elinympäristövaatimukset tekevät siitä myös alttiin erilaisille uhkatekijöille. Pohjantikkapopulaatiot ovat alueellisesti pienenentyneet, mutta syyt muutoksen taustalla ovat osaltaan epäselviä.

Tutkimuksen tavoitteena on kartoittaa pohjantikan suosimien metsien ominaisuuksia ja tunnistaa potentiaalisia uhanalaisuuden ajureita viileissä metsissä. Samalla testaan, mahdollistaako avoimesti saatavilla olevan aineiston laatu ja kattavuus lajin esiintymisen tutkimisen levinneisyysaluetasolla. Toteutin paikallisten pohjantikkahabitaattien tarkastelun kenttätöinä Lounais-Suomessa kolmella eri metsäalueella. Mittasin puuston ominaisuuksia erityisesti pohjantikan elinympäristövaatimusten näkökulmasta. Paikalliselta tasolta laajensin pohjantikan habitaattivalinnan tarkastelua levinneisyysaluetasolle. Tuotin Quebecin, Suomen ja Sveitsin levinneisyysalueille tikkojen ilmastoekolokerot sekä habitaattimallit, joilla ennustin habitaatin sopivuutta käytössä olevien pohjantikkahavaintojen ja valittujen ympäristömuuttujien perusteella. Habitaattimallien tuloksia tulkitsemalla pyrin tunnistamaan mahdollisia uhanalaisuuden ajureita levinneisyysalueen viileissä metsissä.

Tulosten mukaan pohjantikkojen suosimilla habitaateilla yhteistä on kuusivaltaisuus ja kuolleiden pystypuiden korkea määrä. Myös suojelualueiden tai koskemattomien metsäalueiden merkitys korostui sekä paikallisessa että globaalissa tarkastelussa. Habitaatteja heikentäväksi tekijäksi ja siten potentiaaliseksi uhanalaisuuden ajuriksi tunnistettiin Suomessa, Quebecissä ja Sveitsissä metsäpeitteen väheneminen, ja erityisesti Suomessa vaikutus oli voimakas. Tämä indikoi intensiivisen metsäteollisuuden kuten avohakkuiden negatiivisesta vaikutuksesta. Havaintoa tukevat myös tulokset siitä, että metsän peitteisyys, koskemattomat metsäalueet ja suojelualueet pääosin parantavat habitaattien sopivuutta. Myös ilmaston lämpeneminen saattaa olla yksi uhanalaisuuden ajuri erityisesti Sveitsissä, jossa pohjantikkahabitaatit sijaitsevat viileämissä vuoristometsissä.

Käytössä olevaa avointa aineistoa löytyi kaikilta alueilta riittävästi, jotta pystyin toteuttamaan analyysit. Havaintoaineiston laadussa ja saatavuudessa ilmeni haasteita, sillä havaintoja oli käytössä vain niiltä alueilta, joilla on havainnoijia. Lisäksi analyysia varten tarvittiin suljettua, yksityisessä jaossa olevaa tikkahavaintoaineistoa avoimen aineiston ollessa riittämätöntä. Muuttujien osalta kaikille alueille ei löytynyt yhteisiä tietokantoja, mikä vähensi tulosten vertailukelpoisuutta. Lisäksi kaikki muuttujat eivät olleet habitaattimalliin sopivia tai eivät kuvanneet tikkahabitaattien ominaisuuksia riittävällä tasolla. Analyysi toistettiin kaikille alueille ja aineistoille samanlaisena, mikä kuitenkin ylläpiti yhtenevää käsittelytapaa ja siten myös vertailtavuutta. Tutkimus esittää kehitystarpeita sekä ympäristömuuttujien aineistojen että havaintoaineiston saatavuuteen, yhteneväisyyteen ja laatuun.

---

**Avainsanat:** pohjantikka, *Picoides dorsalis*, *Picoides tridactylus*, viileät metsät, uhanalaisuuden ajurit, habitaattimalli, havaintoaineisto, avoin aineisto

Master's thesis

**Subject:** Geography

**Author:** Sara Konsell

**Title:** Habitat and drivers of endangerment for the three-toed woodpecker in cold forests

**Supervisors:** Risto Kalliola, Niko Kulha

**Number of pages:** 77 pages + 5 pages of appendixes

**Date:** 16.6.2025

---

The three-toed woodpecker is distributed across the entire northern boreal forest zone, but it is also found in more southern mountainous regions. Thus, the species inhabit cold forests that, despite differing in geographical locations, share similar characteristics such as conifer dominance and natural disturbance dynamics. These ecological similarities result from similar climate conditions caused by either northern latitude or mountainous terrain. The three-toed woodpecker plays a key role in these ecosystems by providing essential resources by creating cavities. The species depends also on deadwood and is highly sensitive to habitat changes. As such, it is an important keystone and indicator species, but its specific habitat requirements also make it vulnerable to various threats. Regional population declines have been observed, but the underlying causes remain partly unclear.

The aim of this study is to identify the habitat characteristics preferred by three-toed woodpecker and to identify potential endangerment drivers. I also assessed whether open-access data is sufficient in quality and coverage for reliable comparison across different regions. I completed local-level analysis through fieldwork in three forest areas in Southwest Finland, where I measured forest and tree characteristics relevant to three-toed woodpecker habitat requirements. I then conducted the analysis of the climate niche of three-toed woodpecker across its distribution ranges in Quebec, Finland and Switzerland, and developed habitat models to predict habitat suitability based on available occurrence data and selected environmental variables. I then used the habitat model results to identify potential drivers of endangerment.

The results show that preferred habitats were commonly dominated by spruce and featured high volumes of standing deadwood. The importance of protected areas or intact forests was highlighted both locally and globally. Forest cover loss was identified as a potential threat in all three regions, particularly in Finland, where the impact was most pronounced. This suggests the negative impact of intensive forestry, such as clear-cutting. This is further supported by findings that forest cover, intact forest areas and protected areas had mostly positive effects on habitat suitability. Climate change, particularly warming, may pose a threat in Switzerland, where the species depends on the cooler mountain forests.

Open-access data was sufficiently available in all study regions to examine the occurrence of three-toed woodpecker. However, observation data had limitations, as observations were limited to areas with active observers. Additionally, the use of restricted-access woodpecker observation data was necessary due to the insufficiency of open data. Not all regions shared common databases for environmental variables, which reduced comparability. Some variables were also unsuitable for habitat modeling or failed to sufficiently describe the three-toed woodpecker habitats. Despite these limitations, I used a consistent analytical approach across all regions and datasets to ensure comparability. This study highlights the need to improve the accessibility, standardization, and quality of both environmental and occurrence data.

---

**Key words:** three-toed woodpecker, *Picoides dorsalis*, *Picoides tridactylus*, cold forests, endangerment drivers, habitat model, citizen science, open-access data

## **Sisällysluettelo**

<b>1</b>	<b>Johdanto</b>	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>Tutkimuksen tausta ja teoreettinen viitekehys</b>	<b>8</b>
<b>2.1</b>	<b>Viileät metsät</b>	<b>8</b>
2.1.1	Viileiden metsien ominaisuudet ja toiminta	8
2.1.2	Tunnetut uhanalaistumisen trendit viileissä metsissä	10
<b>2.2</b>	<b>Pohjantikka ja sen elinympäristövaatimukset</b>	<b>12</b>
<b>2.3</b>	<b>Kansalaiskerätty havaintoaineisto osana tieteellistä tutkimusta</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>Aineistot ja menetelmät</b>	<b>19</b>
<b>3.1</b>	<b>Tutkimuksen kulku</b>	<b>19</b>
<b>3.2</b>	<b>Tutkimusalueet</b>	<b>20</b>
<b>3.3</b>	<b>Pohjantikkametsien kenttähavainnointi paikallistasolla</b>	<b>24</b>
<b>3.4</b>	<b>Pohjantikan ilmastoekolokerot ja habitaattimallit levinneisyysalueella</b>	<b>30</b>
3.4.1	R-ohjelmistossa käytetty aineisto	30
3.4.2	Ilmastomuuttujien analysointi	36
3.4.3	Habitaattimallinnus	37
<b>4</b>	<b>Tulokset</b>	<b>41</b>
<b>4.1</b>	<b>Lounais-Suomen pohjantikkametsien ominaisuudet</b>	<b>41</b>
<b>4.2</b>	<b>Pohjantikkojen ilmastoekolokerot levinneisyysalueella</b>	<b>44</b>
<b>4.3</b>	<b>Habitaatin sopivuus pohjantikoille eri levinneisyysalueilla</b>	<b>46</b>
4.3.1.	Suomen levinneisyysalue	46
4.3.2.	Quebecin levinneisyysalue	48
4.3.3.	Sveitsin alpiininen levinneisyysalue	50
4.3.1.	Mallien luotettavuus	53
<b>5</b>	<b>Keskustelu</b>	<b>54</b>
<b>5.1</b>	<b>Pohjantikkojen suosimat elinympäristöt Lounais-Suomessa</b>	<b>54</b>
<b>5.2</b>	<b>Habitaatin sopivuuteen ja uhanalaisuuteen vaikuttavat tekijät</b>	<b>57</b>
<b>5.3</b>	<b>Avoimen aineiston kattavuus ja laatu</b>	<b>62</b>
<b>6</b>	<b>Johtopäätökset</b>	<b>65</b>
	<b>Kiitokset</b>	<b>67</b>

<b>Tekoälyn käyttö</b>	<b>68</b>
<b>Lähteet</b>	<b>69</b>
<b>Liitteet</b>	<b>78</b>
<b>Liite 1. Kenttätöiden havaintoaineisto</b>	<b>78</b>
<b>Liite 2. Ilmastoanalyysin työvaiheet</b>	<b>79</b>
<b>Liite 3. Aineistojen käsittelyn työvaiheet</b>	<b>80</b>
<b>Liite 4. Habitaattimallin työvaiheet</b>	<b>81</b>
<b>Liite 5. Responssikäyrät</b>	<b>82</b>

# 1 Johdanto

Metsät ovat tärkeitä ekosysteemejä, ja ne vastaavat useista elämää ylläpitävistä toiminnoista: ne vaikuttavat muun muassa ravinteiden ja aineiden kiertoon, kaasujen vaihtoon sekä ekosysteemin tuotantokykyyn (Kimmins 1997). Terveet metsäekosysteemit myös ylläpitävät erilaisia ekosysteemipalveluja kuten maaperän muodostumista, hiilensidontaa, hapen tuotantoa sekä hydrologista kiertoa (Mori ym. 2017). Sen lisäksi, että metsät ylläpitävät ekosysteemien toimintaa, toimivat metsät itsessään tärkeinä ekosysteemeinä ja elinympäristöinä useille eri lajeille.

Pohjantikka on yksi näistä lajeista. Pohjantikka on pieni tikkalintuihin kuuluva kolopesijä, jolla on merkittävä rooli metsäekosysteemeissä. Pohjantikka tuottaa ekosysteemeihin tärkeitä resursseja kuten koloja (Hardenbol ym. 2019). Pohjantikan esiintyminen kuvaa koko metsäekosysteemin terveyttä ja monimuotoisuutta, sillä sen esiintyminen indikoi esimerkiksi lahopuun saatavuuteen (Bütler ym. 2004). Mikä on hyväksi pohjantikalle, on usein hyväksi myös monille muille lajeille, sillä pohjantikan habitaattitarpeet kuvaavat useiden vanhojen metsien spesialistilajien tarpeita (Bütler ym. 2004). Nämä elinympäristövaatimukset tekevät pohjantikasta tärkeän osan metsäekosysteemeistä, mutta myös erityisen herkän erilaisille ympäristömuutoksille.

Useat tikkalajit ovat kokeneet viime vuosina populaatioiden taantumista ja levinneisyysalueiden supistumista elinympäristöjen häviämisen tai niiden laadun heikkenemisen takia (Mikusiński 2006). Myös pohjantikkapopulaatioissa on havaittavissa alueellisesti laskevia trendejä, joiden syyksi on esitetty erityisesti metsätalouden aiheuttamia muutoksia (Bütler ym. 2004; Pakkala ym. 2002). Kuitenkin pohjantikan levinneisyysalue on laaja: se on ainoa tikkalaji, joka on levittäytynyt koko pohjoiselle havumetsävyöhykkeelle (Fayt 2003). Pohjoisen havumetsävyöhykkeen lisäksi pohjantikka asuttaa eteläisempiä vuoristometsiä, joissa on samankaltaisten ilmasto-olosuhteiden takia boreaalisia metsiä vastaavia metsäekosysteemejä (Vogelwarte 2024). Näistä metsistä voidaan käyttää yhteisnimitystä viileät metsät. Vaikka pohjantikan asuttamilla viileillä metsillä on yhteisiä ominaisuuksia lajin elinympäristövaatimusten takia, ovat alueet myös maantieteellisesti erilaisia, ja eroavat toisistaan esimerkiksi metsänkäsittelytavoissa. Pohjantikan potentiaalisten uhanalaisuuden ajurien tarkasteleminen on siten ajankohtainen ja perusteltu tutkimusaihe, ja erityisesti levinneisyysalueen alueellinen vertailu tarjoaa uusia näkökulmia siitä, onko mahdollisia uhanalaisuuden ajureilla alueellisia eroja.

Jotta voidaan tarkastella pohjantikan uhanalaisuuden ajureita levinneisyysaluetasolla, on keskeistä perehtyä lajin elinympäristövaatimuksiin. Ennen laajempaa levinneisyysaluetason tarkastelua tutustun pohjantikan suosimiin metsiin ja niiden ominaisuuksiin käytännön tutkimustyöllä. Tämä tarkastelu tarjoaa konkreettista ja arvokasta tietoa todellisista habitaattivaatimuksista, jota voidaan hyödyntää suuraluetason vertailussa.

Tutkimuksessani pyrin selvittämään pohjantikan elinympäristövaatimuksia paikallistasolla, ja laajentamaan tutkimusta koko levinneisyysaluetasolle lisäten tarkasteluun näkökulman uhanalaisuuden ajureista. Valitsen tarkasteluun erilaisia viileitä metsiä, jotka edustavat sekä yhtenäisiä metsäalueita Kanadan levinneisyysalueelta, Fennoskandian voimakkaasti käsiteltyjä metsiä, että Sveitsin alpiinisia vuoristometsiä. Tutkimuksen aikana testaan ja pohdin myös avoimen, kansainvälisen aineiston saatavuutta ja laatua.

Tutkimuskysymykseni ovat seuraavat:

1. Millaisia elinympäristöjä pohjantikat suosivat Lounais-Suomen alueella?
2. Millaisia ovat pohjantikan elinympäristöt levinneisyysalueen viileissä metsissä Suomessa, Quebecissä ja Sveitsissä?
3. Millaisia pohjantikan uhanalaisuuden ajureita on tunnistettavissa levinneisyysalueen viileissä metsissä?

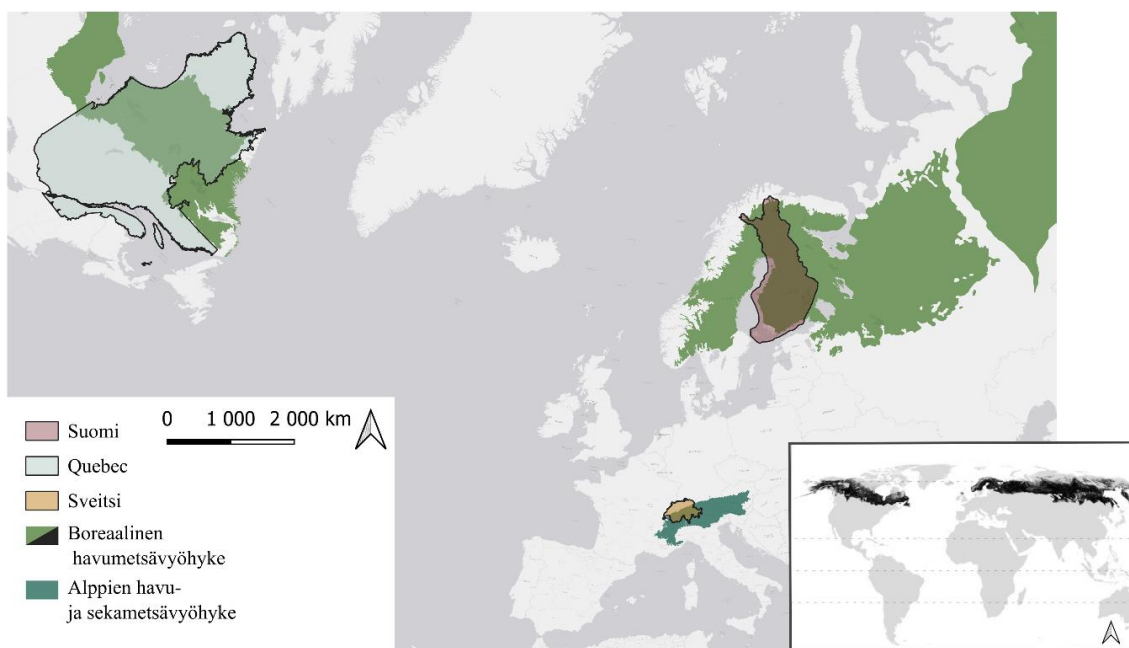
Lisäksi pohdin, onko käytössä oleva avoin aineisto pohjantikan esiintymisestä ja sitä selittävistä ympäristömuuttujista riittävää ja vertailukelpoista uhanalaisuusajurien tarkastelussa.

## 2 Tutkimuksen tausta ja teorettinen viitekehys

### 2.1 Viileät metsät

#### 2.1.1 Viileiden metsien ominaisuudet ja toiminta

Viileät metsät viittaavat metsäekosysteemeihin, joille ominaista ovat viileä ilmasto, selkeä vuodenaikaisuus, suuri vuosittainen lämpötilavaihtelu sekä havupuuvaltaisuus. Viileät metsät kattavat paitsi pohjoisen havumetsävyöhykkeen boreaaliset metsät myös paikallisesti esiintyvät, ekologisesti samankaltaiset metsäalueet, joissa viileät olosuhteet johtuvat leveysasteen sijaan topografiasta eli korkeuseroista. Olennaista on, että näitä metsiä yhdistävät samanlaiset ilmastolliset ja ekologiset tekijät kuten kasvien lyhyt kasvukausi sekä toistuvat luontaiset häiriöt, jotka säätelevät metsien rakennetta ja toimintaa ekologisesti yhtenevästi riippumatta metsien maantieteellisestä sijainnista. Esimerkiksi sekä Kanadan alueella sijaitseva Quebec että Fennoskandiassa sijaitseva Suomi ovat osa boreaalista havumetsävyöhykettä, vaikka alueet sijaitsevat eri mantereilla (kuva 1) (De Rigo ym. 2016). Sveitsi ei kuulu boreaaliseen eli subarktiseen vyöhykkeeseen, vaan se sijaitsee huomattavasti etelämpänä. Kuitenkin Alppien vuoriston aiheuttamat korkeuserot muodostavat alueellisia havu- ja sekametsiä, jotka vastaavat ominaisuuksiltaan boreaalisia metsiä (Vogelwarte 2024).



Kuva 1. Kartassa on esitetty pohjoisessa kulkevan boreaalisen havumetsävyöhykkeen muodostamat viileät metsät globaalisti ja paikallisesti, sekä erikseen Alppien vuoriston muodostamat viileät metsäekosysteemit (WWF 2012; Thiffault 2019).

Viileiden metsien rakenne muodostuu erilaisten luontaisten häiriöiden sekä niistä seuraavien sukkessioprosessien tasapainosta (Kuuluvainen 2002). Sukkessio tarkoittaa eliöyhteisön vähittäistä muuttumista tietyllä alueella (Sisula 1977). Sukkessio saa alkunsa joko aiemman eliöyhteisön häviämisen seurauksena, tai se voi alkaa täysin uuden elinalueen kolonisoinnista (Sisula 1977; Tukia 2001). Sukkession alkuvaiheessa menestyvät valoa suosivat, nopeasti leviävät generalistilajit, jotka sukkession edetessä korvautuvat vähitellen varjoa sietävillä, hitaammin kasvavilla mutta kestävämmillä kliimaksivaiheen lajeilla (Tukia 2001; Esseen ym. 1997). Ekologinen sukkessio on luonnollinen osa viileiden havumetsien kehitystä, ja se ohjaa populaatioiden leviämistä, lisääntymistä ja häviämistä tietyllä alueella (Tukia 2001). Sukkessioprosessi on riippuvainen metsien luontaisesta häiriödynamiikasta, sillä häiriöiden seurauksena metsään vapautuu uutta kasvutilaa ja sukkessioprosessi aktivoituu (Tukia 2001).

Luonnolliset häiriöt ovat osa viileiden metsien häiriödynamiikkaa, joka perustuu yksittäisen puun, puuryhmän tai metsikön osan kuolemiseen (Suomen metsäkeskus 2023). Luonnontilaisessa viileässä metsässä häiriöiden päätekijät ovat tyypillisesti tuli, myrskyt, hyönteiset, patogeenit ja tulvat (Kuuluvainen 2002). Lahopuu on voimakkaasti kytköksissä häiriödynamiikkaan, koska häiriödynamiikka luo kuollutta puuainesta, josta useat metsien lajit ovat riippuvaisia (Hyvärinen ym. 2019). Nykymuotoinen metsätalous vähentää luontaisten häiriöiden määrää sekä säätelee lajeille käytettävissä olevan lahopuun määrää (Asplund ym. 2024; Kuuluvainen 2002). Useissa havupuuvaltaisissa metsissä metsänhoito on merkittävin metsien dynamiikkaa ohjaava tekijä, jolla metsien rakennetta pyritään pääosin yksinkertaistamaan (Kuuluvainen 2002). Vaikka esimerkiksi borealiset metsät kattavat yhä suuren osan maapallon metsistä muodostaen yhden maailman suurimmista maaekosysteemeistä, on boreaalisen vyöhykkeen metsäpinta-alasta noin kaksi kolmasosaa talouskäytössä: Pohjois-Euroopassa arvio on noin 90 % ja Kanadassa 35–40 % (Pasanen 2017). Kuitenkin metsänhoidon historia, intensiteetti ja käytännöt vaihtelevat alueittain.

### 2.1.2 Tunnetut uhanalaistumisen trendit viileissä metsissä

Habitaattien eli lajien elinympäristöjen häviäminen on yksi tärkeimmistä syistä biodiversiteetin vähenemiselle (WWF: Living Planet Report 2024). Habitaattien häviäminen ja tuhoutuminen aiheuttaa edelleen pirstoutumista (engl. fragmentation), jolloin jäljelle jäävät elinympäristöalueet muodostuvat yhä pienemmistä, eristyneemmistä laikuista (Hanski 2007; Kuusela ym. 2022). Näitä saarimaisia laikkuja ympäröi tyypillisesti lajeille sopimaton elinympäristö kuten ihmisen muokkaama maanpeite. Pirstoutuneessa elinympäristössä lajin yksilöt elävät pienissä ja suhteellisen eristyneissä populaatioissa, mikä voi altistaa ne paikallisen sukupuuton riskille (Hyvärinen ym. 2019).

Lisäksi pirstoutuminen saattaa lisätä negatiivista reunavaikutusta pienillä elinympäristölaikuilla (Kuusela ym. 2022). Esimerkiksi elinympäristölaikun ympärillä suoritettavat avohakkuut voivat vaikuttaa negatiivisesti lajeihin metsäsaarekkeella. Hakkuualueiden on todettu muuttavan voimakkaasti tuuli-, valo- ja kosteusolosuhteita, jolloin ne voivat muuttaa olosuhteita epäsuotuisiksi alueella aiemmin menestyneille lajeille (Esseen ym. 1997). Reunavaikutus on sitä voimakkaampi, mitä pienempi elinympäristölaikku on kyseessä (Hanski 2007). Pirstoutumista tarkastellessa on kuitenkin huomioitava, että pirstoutumisen vaikutukset riippuvat lajien dispersaali- ja levittäytymiskyvystä eli eliön kyvystä levittäytyä uusille elinalueille (Hyvärinen ym. 2019). Voidaan kuitenkin todeta, että elinympäristöjen laadun huononeminen sekä sopivien elinympäristöjen pinta-alan pieneneminen ja pirstoutuminen ovat yksi merkittävä ihmisen maankäytön aiheuttama uhka useille lajeille (Hanski 2007). Muutokset esiintyvät usein samanaikaisesti, ja esimerkiksi Pohjois-Euroopassa harjoitettava intensiivinen metsätalous heikentää olemassa olevien elinympäristöjen laatua, mutta aiheuttaa myös pirstoutumista luonnonmetsäsaarekkeiden eristyessä avohakkuiden seurauksesta (Hanski 2007).

Metsäekosysteemien häviäminen, heikkeneminen ja pirstoutuminen ovat ajankohtaisia trendejä viileissä metsissä. Euroopan metsäpinta-alasta yli puolen on arvioitu olevan metsää, jonka ensisijainen käyttötarkoitus on tuotanto (Kebrle ym. 2021). Euroopan alueista Fennoskandian metsät toimivat esimerkkinä intensiivisestä metsänkäsittelystä, joka on luonut ympäristöön mosaiikkimaisen maiseman, jossa luonnonmukaiset metsät ovat pirstoutuneita habitaattilaikkuja hakkuuaukkojen, istutettujen taimikoiden ja talousmetsien keskellä. On arvioitu, että noin 50 % Fennoskandian uhanalaisista lajeista on uhanalaisia juuri metsätalouden vuoksi (Imbeau ym. 2001). Pelkästään Suomessa uhanalaisista lajeista yli 30

% elää ensisijaisesti metsissä (Hyvärinen ym. 2019). Arvioiden mukaan metsäekosysteemit ovat merkittäviä monille lajeille, mutta samanaikaisesti metsiin kohdistuva intensiivinen metsätalous voi heikentää metsien tilaa lajien näkökulmasta.

Intensiivisellä metsätaloudella tarkoitetaan metsäteollisuuden koneellistumista ja siirtymistä yhä tuottavampiin hakkuumenetelmiin (Esseen ym. 1997). Erityisesti siirtyminen avohakkuihin Fennoskandian metsätaloudessa on vaikuttanut merkittävästi alueen metsämaisemaan ja biodiversiteettiin (Asplund ym. 2024). Aiempi tutkimuskirjallisuus tukee avohakkuiden negatiivisia vaikutuksia metsäekosysteemeihin. Avohakkuiden on esimerkiksi osoitettu olevat tärkein lintujen kokonaistiheyden vähenemistä selittävä muuttuja Etelä-Suomen borealisissa metsissä (Virkkala ym. 2023). Intensiivisen metsätalouden vaikutukset aiheuttavat metsien rakenteellisen ja toiminnallisen monimuotoisuuden vähenemistä, mikä vaikuttaa edelleen negatiivisesti biodiversiteettiin tarjoamalla vähemmän ekolokeroita eri lajeille (Asplund ym. 2024).

Myös ilmastonmuutos on yksi uhkatekijä useille lajeille. Lämpenevä ja muuttuva ilmasto aiheuttaa lajeille suotuisien elinympäristöjen muuttumista epäsojiviksi tai elinympäristöjen häviämistä (Graves & Reavey 1996). Elinympäristöjen muuttuessa ja tuhoutuessa useiden lajien on siirryttävä topografisesti korkeammalle tai kohti napa-alueita. Ilmastonmuutoksen vaikutusten on ennustettu olevan voimakkaimpia korkeiden leveysasteiden elinympäristöissä ja erityisesti borealisissa biomeissa (Virkkala ym. 2023). Ilmastonmuutoksen vaikutukset voivat olla esitetyistä ennusteista huolimatta arvaamattomia ja sisältää vaihtelua. Pidentynyt kasvukausi saattaa lisätä tuotantoa ja biomassan määrää, sillä kasvukauden pituus on borealisissa metsissä puiden kasvua voimakkaimmin rajoittava tekijä (Soubeyrand ym. 2024). Toisaalta lisääntyvä säteilyintensiteetti, lämpötilan nousu ja kuivuus saattavat vahingoittaa ja harventaa latvuspeitettä (Soubeyrand ym. 2024; Thom ym. 2020).

Ilmastonmuutoksen on todettu vaikuttavan esimerkiksi borealisiin lintulajeihin negatiivisesti, sillä kesien keskilämpötilan on havaittu korreloivan positiivisesti lintutiheyden pienemisen kanssa (Virkkala ym. 2023). Erityisesti pohjoiset tunturi-, metsä- ja suolintulajit ovat riskissä vähentyä ilmastonmuutoksen myötä (Hyvärinen ym. 2019). Pohjoisten ja arktisten lajien herkkyys ilmaston lämpenemiselle johtuu sekä voimakkaasta ennustetusta lämpenemisestä näillä leveysasteilla että lajien ominaisuuksista, joilla ne ovat sopeutuneet kylmiin elinoloihin (Graves & Reavey 1996). Nämä ominaisuudet usein heikentävät lajien kykyä sietää lämpimämpiä olosuhteita, tehden niistä erityisen alttiita ilmastonmuutokselle (Graves & Reavey 1996).

## 2.2 Pohjantikka ja sen elinympäristövaatimukset

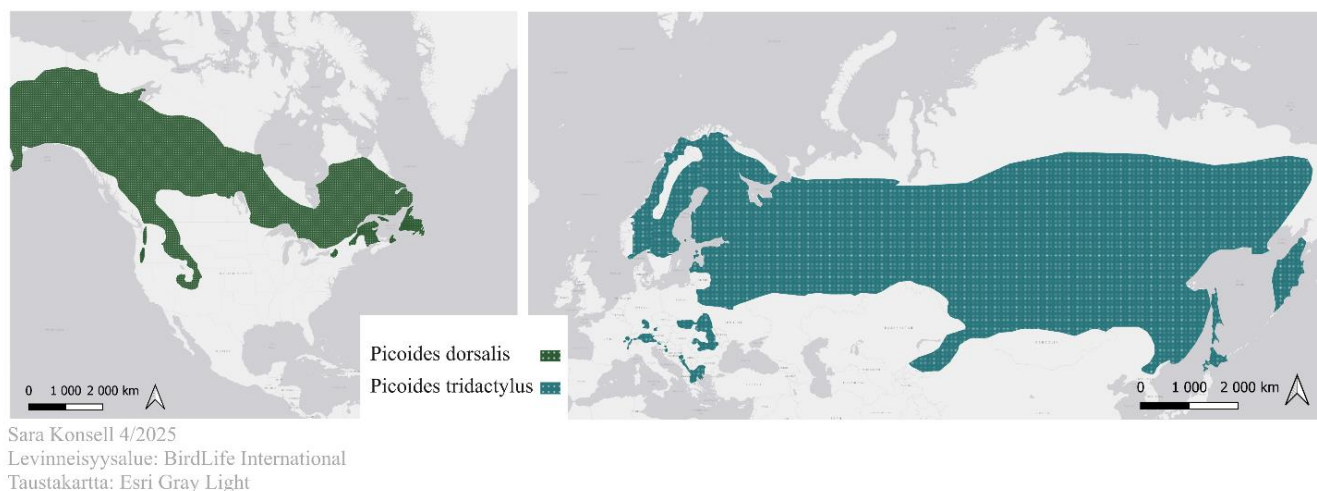
Pohjantikka on pienehkö tikkalaji, joka kuuluu kirjotikkojen *Picoides*-sukuun. Lintu on mustavalkoisen kirjava, ja aikuisella koiraalla on tunnusomainen keltainen päälaki (kuva 2).



Kuva 2. Aikuinen pohjantikkakoiras. Kuva: Blair Dudeck 2020 (CornellLab of Ornithology 2025).

Pohjantikka on levittäytynyt eri puolille pohjoista pallonpuoliskoa ja myös eri mantereille (kuva 3). Amerikan ja Euraasian pohjantikkapopulaatiot on tunnistettu omiksi lajeikseen mitokondrio-DNA-testin avulla, ja eriytyminen perustuu vanhan ja uuden mantereen aiheuttamaan maantieteelliseen isolaatioon, eli laji on eriytynyt maantieteellisen lisääntymisestä seurauksena (Fayt 2003). Euroopassa laji on eriytynyt euroopan pohjantikaksi *Picoides tridactylus* ja Amerikan mantereella amerikan pohjantikaksi *Picoides dorsalis*. Edelleen Euroopassa elää pohjantikan alalaji *Picoides tridactylus alpinus* (Bütler ym. 2004). Alppien pohjantikka on puolestaan eriytynyt *Picoides tridactylus* -lajista omaksi alalajikseen todennäköisesti vuoriston aiheuttaman maantieteellisen isolaation takia. Tässä työssä viitataan pohjantikka-termillä molempiin tunnistettuihin pohjantikka-lajeihin kuten myös *alpinus*-alalajiin. Lajieriytymisestä huolimatta pohjantikat jakavat saman suvun ja samankaltaisen toiminnallisen roolin ekosysteemissä. Niiden habitaatti- ja ravintopreferenssit ovat samat kaikilla esiintymisalueilla, vaikka käytetyt puu- ja kuoriaislajit eroavat lajitasolla toisistaan. Esimerkiksi Kanadassa pohjantikka hyödyntää mustakuusta *Picea mariana* ja

*Dendroctonus obesus* -kaarnakuoriaisia, kun taas vastaavat lajit Pohjois-Euroopassa ovat metsäkuusi *Picea abies* ja kirjanpainaja *Ips typographus* (Bütler ym. 2004; Imbeau ym. 2001). Tärkeintä on toiminnallisen roolin samankaltaisuus, jolloin lajit käyttävät samankaltaista ekologista lokeroa maantieteellisestä sijainnista riippumatta.



Kuva 3. Pohjantikan levinneisyysalue ulottuu pitkälle Euraasiaan sekä Amerikan mantereelle. Keski- ja Etelä-Euroopassa pohjantikan levinneisyys mukailee paikallisia viileitä metsiä keskittyen pääosin vuoristoseuduille. Tehty mukaillen BirdLife Internationalin levinneisyysaineistoa (BirdLife International 2024).

Pohjantikkoja esiintyy tyypillisesti kypsissä havupuuvaltaisissa metsissä (Pakkala ym. 2002). Pohjantikka on vanhojen metsien specialistilaji, joka kuitenkin hyötyy viileille metsille tyypillisestä häiriödynamiikasta, sillä häiriöt tuottavat vaurioitunutta puuta pesä- ja ravintolähteiksi (Pakkala ym. 2002). Pohjantikka hakee ravintonsa pääosin äskettäin kuolleista pystyistä kuusista (Bütler ym. 2004). Pohjantikat syövät puun kuoren alta kuoriaisten toukkia, joista yleisimpiä saalislajeja ovat monikirjaajat (*Polygraphus spp.*) ja kirjanpainajat (*Ips spp.*) Euraasiassa sekä kuusikuoriaiset (*Dendroctonus spp.*) Amerikassa (Bütler ym. 2004). Pohjantikka on melko paikkauskollinen lintu, joka kuitenkin saattaa tehdä epäsäännöllisiä, lyhyitä vaelluksia tyypillisesti syksyisin (Pakkala ym. 2002).

Vaikka pohjantikka on vanhojen metsien specialistilaji, joka on erityisen herkkä metsätaloudelle, on ehdotettu, että pohjantikka voisi hyödyntää ravinnonhankinnassaan myös reuna-alueita kuten hakkuualueiden rajoja (Kuokkanen 1997; Imbeau & Desrochers 2002). Tämä perustuu siihen, että esimerkiksi avohakkuiden reuna-alueilla tuulen vaikutus on voimakkaampi, jolloin puiden kaatumis- ja vaurioitumisriski kasvaa lisäten lahopuumäärää (Esseen ym. 1997; Imbeau & Desrochers 2002). Kuitenkin tikkojen reuna-alueiden

hyödyntämisestä on osittain ristiriitaisia havaintoja. Quebecissä toteutetussa tutkimuksessa pohjantikkojen ei havaittu välttelevän reuna-alueita (Imbeau & Desrochers 2002). Kuitenkin Gagnén ja kumppanien tutkiessa samaa ilmiötä Quebecissä, tikat eivät hyödyntäneet reuna-alueiden otollisia ravintopuita niin paljon kuin olisi ollut odotettavaa suhteessa puiden saatavuuteen (Gagné ym. 2007). Vaikka pohjantikat ovat evolutiivisesti sopeutuneet boreaalisen metsän häiriödynamiikkaan ja ovat siitä riippuvaisia, eivät häiriöt ole verrattavissa suoraan esimerkiksi hakkuuaukkoihin. Metsäteollisuus luo maisemaan teräviä kuvioita, jotka poikkeavat luonnollisesti syntyneistä kuvioista muodon ja vaihtelun lisäksi kasvillisuuden koostumuksessa ja rakenteessa (Gagné ym. 2007). Myös saalistuspaine saattaa olla liian suuri puuttomassa, avohakatussa maisemassa (Gagné ym. 2007). Vaikka pohjantikkojen ravintohyönteinen kaarnakuoriainen suosii kuolleita puita, on havaittu, että kuoriaismäärät ovat olleet tutkimuksissa alhaisempia avohakkuihin rajautuvilla alueilla kuin luonnonvaraisiin soihin rajautuvilla alueilla (Fayt 2003). Suoraa johtopäätöstä pohjantikkojen habitaattiherkkydestä ja mahdollisesta sopeutumisesta metsänkäytön luomiin aukkoihin ei siten voida vielä todeta.

Vaikka pohjantikka luokitellaan IUCN:n mukaan elinvoimaiseksi lajiksi (BirdLife International 2024), ovat sen populaatiotrendit alueellisesti laskevia. Pohjois-Euroopassa pohjantikkojen pesimäpopulaatioissa on havaittu laskeva trendi erityisesti 1900-luvun alkupuolelta lähtien, ja muutoksen epäillään johtuvan sopivien elinympäristöjen häviämisestä ja jäljelle jääneiden elinympäristöjen laadun heikkenemisestä metsätalouden takia (Pakkala ym. 2002; Fayt 2003). Pohjantikka on yksi Euroopan Unionin lintudirektiivilajeista, jonka Euroopan puoleisesta populaatiosta yli 10 % elää Suomessa (Fayt 2003). Myös Suomessa populaatiot ovat vähentyneet, ja pohjantikka on määritelty alueellisesti uhanalaiseksi Etelä-Suomen hemiborealisella vyöhykkeellä (BirdLife Suomi ry 2025a). Alueellinen uhanalaisuus tarkoittaa metsäkasvillisuusvyöhykkeiden perusteella rajattua arviointia niille lintulajeille, jotka on valtakunnallisesti luokiteltu elinvoimaisiksi tai silmälläpidettäviksi. (BirdLife Suomi ry 2025a). Muualla Euroopassa tilanne on toinen, ja esimerkiksi Sveitsissä pohjantikkapopulaation tilaa on luonnehdittu vakaaksi (Bütler ym. 2004; Knaus ym 2018). Yhdysvalloissa tai Kanadassa pohjantikka ei kuulu kansallisesti uhanalaisten lajien joukkoon. Kanta-arvioissa ei ole havaittu selkeää nousua tai taantumaa, mutta arvioihin liittyy epävarmuustekijöitä kuten tunnetuiksi tiedettyjen elinalueiden jääminen kartoitusten ulkopuolelle (Wiggins 2004). Kuitenkin tiedetään, että laji on riippuvainen erityisesti Kanadassa metsäpaloista ja kaarnakuoriaisinvaaasioista, jotka ovat vähentyneet tehokkaamman

metsänhoidon ja palontorjunnan seurauksena (Wiggins 2004). Siten populaation todellisen tilan arvioiminen on epävarmaa.

Sen lisäksi, että pohjantikan laskevat populaatiotrendit ovat yksi syy kiinnittää lajin esiintymiseen huomiota, on pohjantikalla tärkeä rooli metsäekosysteemien toiminnassa. Pohjantikka on sekä indikaattorilaji, avainlaji että sateenvarjolaji (Cadieux ym. 2023; Bütler ym. 2004). Pohjantikka toimii indikaattori- eli ilmentäjälajina, sillä ympäristön muutokset heijastuvat sen esiintymiseen. Pohjantikka on specialistilaji, joka vaatii tietyn määrän oikeanlaista lahoainesta, joka on myös monille muille laho- eli saproksyyllilajeille sekä kolopesijöille kriittinen habitaattivaatimus. Siten pohjantikan esiintyminen indikoi sekä lahopuun määrää että metsän lajiston monimuotoisuutta. On osoitettu, että pohjantikka on yksi parhaista indikaattorilajeista Pohjois-Euroopan metsissä (Roberge & Angelstam 2006). Tämä perustuu sen rajautuneisiin habitaattivaatimuksiin, paikkauskollisuuteen verrattuna esimerkiksi muuttolintuihin sekä toisaalta laajaan maantieteelliseen levinneisyyteen (Roberge & Angelstam 2006).

Pohjantikka tuottaa elinympäristöön harvinaista resurssia eli koloja, joita sekundääriset kolopesijät voivat hyödyntää. Sekundääriset kolopesijät ovat lajeja, jotka pesivät koloissa, mutta eivät itse pysty tuottamaan niitä kuten useat pöllöt, oravat ja lepakot (Cadieux ym. 2023). Kolojen tuottaminen on erityisen tärkeä resurssi havupuuvaltaisissa metsissä, joissa ei esiinny luontaisesti koloja ja onkaloita muodostavia puulajeja kuten tammea tai vaahteraa (Hardenbol ym. 2019). Pohjantikka on hyvä tikkalintu kolontuotannon näkökulmasta, sillä se tekee pääsääntöisesti joka vuosi uuden pesäkolon (Hardenbol ym. 2019). Siten pohjantikka toimii avainlajina, eli sillä on suuri vaikutus koko metsäekosysteemin toimintaan lajin runsauteen nähden. Lisäksi pohjantikan suojele suojelee myös muita lajeja kuten sekundäärisiä kolopesijöitä ja saproksyyllilajeja, mikä tekee pohjantikasta myös sateenvarjolajin (Virkkala 2006). Pohjantikka on siten merkityksellinen laji havumetsien toiminnassa ja suojelussa.

### 2.3 Kansalaiskerätty havaintoaineisto osana tieteellistä tutkimusta

Lintujen havainnointi ja lintuharrastuneisuus ovat suosittuja harrastusmuotoja eri puolilla maailmaa. Linnut ovat suhteellisen helppoja havainnoida muun muassa niiden värikkyyden, laulun ja lentokyvyn ansiosta, ja lisäksi monet ihmiset pitävät lintuja visuaalisesti viehättävinä, mikä voi lisätä intoa havainnointiin (Snäll ym. 2011). Linnut ovat Suomen parhaiten tunnettu eliöryhmä ja ryhmistä ainoa, josta pystytään tekemään jokaiselle lajille kanta-arviot laskentoihin ja muuhun kenttätyöhön perustuen (Hyvärinen ym. 2019). Suomessa lintuharrastajien määrä on kasvanut, ja sitä on vuonna 2020 ilmoittanut harrastavansa yli 20 % suomalaisista (Neuvonen ym. 2022).

Tieteellisesti kerätyn aineiston lisäksi kansalaiskerätty havaintoaineisto on merkittävä osa lintutiedettä ympäri maan. Vaikka tieteellisesti ja standardoidusti kerätyillä havainnoilla on todennäköisemmin korkeampi luotettavuus, ajallinen kattavuus ja varmempi lajimääritys, ovat ne harvoin yksinään riittävä lähde pienten otoskokojen tai rajatun tutkimusalueen takia (Johnston ym. 2020). Lintuharrastajien keräämiä havaintoja käytetään tutkimuksissa, selvityksissä ja raporteissa satoja vuosittain (Lehtiniemi 2022). Vapaaehtoisten harrastajien keräämä havaintoaineisto kasvattaa otoskokoa, sekä voi parantaa aineiston kattavuutta erityisesti harvinaisten lajien osalta (Snäll ym. 2011). Vapaaehtoisesti kerätty havaintoaineisto on osa lintujen populaatiotutkimusta ja myös luonnonsuojelutyötä, sillä useat lintulajit on tunnistettu merkittäviksi ympäristöindikaattoreiksi maailmalla (Snäll ym. 2011). Siten kansalaiskerätty, harrastuspohjainen havaintoaineisto on tärkeä osa lintutieteellistä tutkimusta, mutta sen laatuun ja ominaisuuksiin liittyy omat haasteensa, jotka aineiston käytössä tulee huomioida.

Kansalaiskerätyssä aineistossa on usein enemmän virheitä, oletuksia ja vinoumia kuin tieteellisessä aineistossa (Johnston ym. 2020). Tämä johtuu esimerkiksi siitä, että havainnointitavat- ja käytännöt voivat vaihdella havainnoijien välillä (Johnston ym. 2020). Ongelmia ja eroja voi ilmetä esimerkiksi tunnistustaidoissa, käytetyssä optiikassa ja kirjaustavoissa. Esimerkiksi käytettävissä oleva optiikka kuten kiikarit ja kaukoputket vaikuttavat tunnistamiskykyyn, sillä uudemmissa tai kalliimmissa laitteissa kuva on terävämpi ja kirkkaampi myös huonossa valotuksessa tai kauempaa (Lehtiniemi 2022). Havainnointiin vaikuttaa lisäksi useampi eri tekijä, jotka eivät ole suoraan riippuvaisia itse havainnoijasta. Huonot sääolot, alueiden saavutettavuus ja myös yhteiskunnalliset muutokset kuten

kaupungistuminen ja digitalisaatio voivat vaikuttaa osaltaan havaintojen laatuun, sijaintiin ja määrään (Lehtiniemi 2022). Esimerkiksi hyvillä kulkuyhteyksillä varustetuilla, taajamien lähellä sijaitsevilla lintupaikoilla käy runsaasti havainnoijia (Lehtiniemi 2022). Toisaalta vaikeasti saavutettavat, kaukana asutuksesta sijaitsevat kohteet voivat olla havainnoissa aliedustettuja. Tästä voi syntyä otantaharha eli tilanne, jossa havainnot eivät edusta tasapuolisesti kaikkia alueita, lajeja tai aikoja. Erityisesti alueellinen vinouma havaintopaikoissa on yleinen otantaharhan muoto kansalaiskerätyssä havainnoinnissa.

Vaikka kaikkia kansalaiskerättyyn havaintoaineistoon liittyviä riskejä ja ongelmia ei voida poistaa, on lähes kaikilla aineistoja hallinnoivilla tahoilla omat keinonsa myös kansalaiskerätyn aineiston oikeaoppiseen kirjaamiseen ja jatkuvaan laadunvalvontaan. Esimerkiksi BirdLife Suomen eli lintuyhdistysten keskusjärjestön ylläpitämällä lintutietopalvelulla Tiiralla on verkossa saatavilla tarkat ohjeet tietokannan käytöstä ja havaintojen kirjaamisesta (Oppia ja tietoa Tiiran käytöstä 2013). Havainnoijan vastuulla on oikeaoppinen havaintolomakkeen täyttäminen, ja havainnon katselijalla on vastuu havaintojen selaamiseen liittyvistä valinnoista kuten aika- ja aluerajauksista (kuva 4).

The image displays two screenshots of the Tiira bird observation service interface. The top screenshot is the reporting form, and the bottom screenshot is the search page.

**Reporting Form (Top):**

- Havaintoilmoitus** (Observation Report)
- Havaintopaikka** (Observation location) and **Tarkkuus** (Precision) dropdowns.
- Linnun paikka** (Bird location) dropdown with a red 'X' icon.
- Hae paikka kartalta**, **Hae paikka listalta**, and **Hae paikka nimellä** (Search location by map, list, or name) buttons.
- Alkupaiva** (Start date) and **Loppupäivä** (End date) input fields with a green '+' icon.
- Havainnointiaika** (Observation time) input field.
- Havainnointiaika** (Observation time) section with a yellow background: "Anna havainnointiaika. Esimerkiksi 9:15 - 13:30".
- Laji** (Species) dropdown and **Hae laji** (Search species) button.
- Salaa havainto** (Hide observation) checkbox.
- Lukum\*** (Count) dropdown, **Ikä** (Age) dropdown, **Puku** (Plumage) dropdown, **Tila** (Status) dropdown, **Kello** (Clock) dropdown, **Lisätietoja** (Additional info) dropdown, **Parvi** (Flock) dropdown, and **Valitse** (Select) button.
- Lisätietoja** (Additional info) input field and **Pesimävarmuusindeksi** (Breeding success index) dropdown.

**Search Page (Bottom):**

- Laji** (Species) dropdown.
- Alue** (Area) dropdown: **Koko Suomi** (All Finland).
- Kunta** (Municipality) input field.
- Lajittelu** (Sorting) dropdown: **Päivämäärä** (Date).
- Suunta** (Direction) dropdown: **alas** (down).
- Systemaattinen** (Systematic) dropdown: **ylös** (up).
- Näytetään tuloksia** (Show results) dropdown: **50**.
- Omia ilmoituksia** (My reports) checkbox.
- Omia havainnot** (My observations) checkbox.
- Mielenkiintoiset** (Interesting) checkbox.
- Tänään** (Today) radio button.
- Eilen ja tänään** (Yesterday and today) radio button.
- Edelliset 7 päivää** (Previous 7 days) radio button.
- Edelliset 30 päivää** (Previous 30 days) radio button.
- Päivämäärä:** (Date range) dropdowns.
- Aika-alue** (Time area) dropdowns.

**Vapaa päivämäärähaiku** (Free date search):  
 Anna päivämäärä mihin asti haluat haake havaintoja. Anna päivämäärä muodossa '12.10.2005'. Voit jättää tämän kentän tyhjäksi, jolloin havaintoja haetaan tähän päivään asti.

Kuva 4. Tiira-palvelun havaintoilmoituslomake ja havaintojen hakusivu. Palvelu tarjoaa valmiita kategorioita, ehtoja ja vaihtoehtoja sekä havaintojen kirjaamiseen että niiden hakemiseen (Tiira: Peruslomake 2025; Tiira: Perushaku 2025).

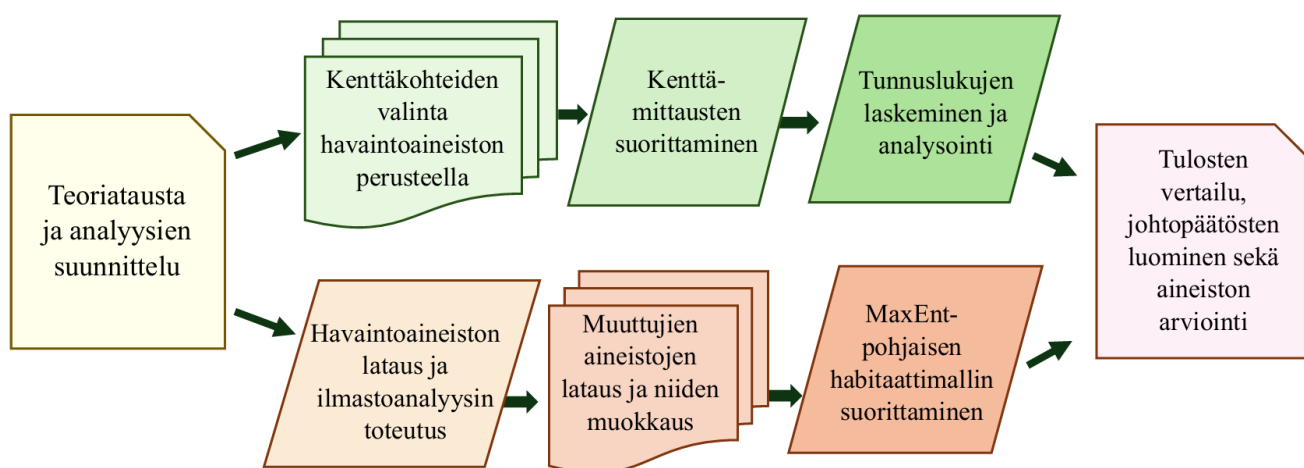
Tiiran kansalaiskerätty havaintoaineisto on osa Suomen lajitietokeskuksen tietopankkia, jolla on edelleen oma laadunvalvontansa muun muassa asiantuntijoiden laatukommentteina (Suomen Lajitietokeskus: Havaintotiedon laadunvalvonta s.a.). Myös globaalit tietokannat kuten GBIF eli Global Biodiversity Information Facility pyrkivät ylläpitämään monista eri lähteistä kootun aineiston laatua esittämällä aineiston julkaisijoille erilaisia vaatimuksia aineiston tiedostomuodosta ja kattavuudesta ennen GBIF:n tietokantaan tuontia (GBIF: Data quality requirements s.a.). Siten kansalaiskerätyn aineiston haasteiden lisäksi aineistolla on paljon mahdollisuuksia ja potentiaalia tutkimustyössä erityisesti silloin, kun mahdolliset virheet ja ongelmat on ehkäisty ja huomioitu parhaan mahdollisen tiedon mukaan.

### 3 Aineistot ja menetelmät

#### 3.1 Tutkimuksen kulku

Tutkimukseni perustuu vaiheittaiseen työprosessiin, joka rakentuu sekä empiirisestä tiedonkeruusta että ohjelmointipohjaisesta lähestymistavasta (kuva 5). Ensimmäisessä vaiheessa määritän teoria- ja analyysikehykset, ja tämän vaiheen jälkeen tutkimus noudattaa kahta työlinjaa. Toteutan kenttätyöt valitsemisani kenttätyökohteissa, jotka edustavat pohjantikkojen suosimia metsiä. Tästä saan käyttööni empiiristä aineistoa pohjantikkojen suosimien metsien ominaisuuksista paikallistasolla.

Lisäksi analysoin olemassa olevaa avointa aineistoa laskennallisen habitaattimallin avulla, joilla muodostan mallinnettuja tuloksia pohjantikan habitaattien soveltuvuudesta. Tätä ennen tarkastelen tikkojen esiintymistä myös ilmastoekolokeron näkökulmasta, joka on keskeinen pohjatyö lopulliselle habitaattimallille. Viimeisessä vaiheessa vertailen kenttäaineiston, ilmastoanalyysin ja habitaattimallien tuloksia ja laadin niiden perusteella johtopäätökset. Lisäksi pohdin aineiston saatavuutta, kattavuutta ja laatua työprosessin ja tulosten kautta. Molemmat aineisto- ja menetelmätavat ovat keskeisiä työni kannalta ja tukevat sekä paikallista että laajempaa alueellista tarkastelua. Alla on esitetty työn kulku vuokaaviona. (kuva 5).

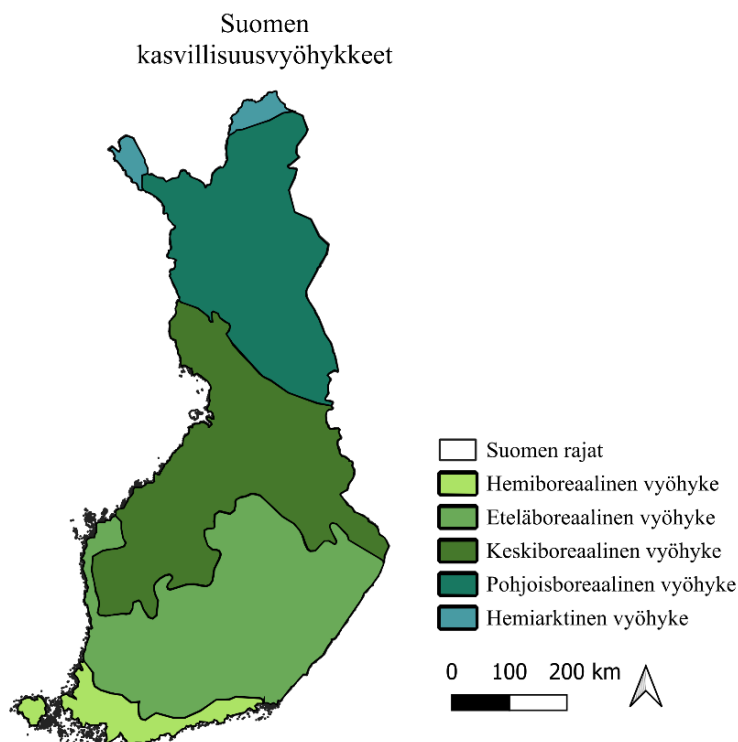


Kuva 5. Koko työprosessi visualisoituna vuokaaviona. Työ koostuu sekä paikallisista kenttätöistä että koko levinneisyysalueelle toteutettavista aineistopohjaisista analyyseistä. Ylempi, vihreä linja kuvaa kenttätöiden vaiheita ja analyysejä. Alempi, oranssi linja kuvaa R-ohjelmistossa toteutettavia analyysejä.

## 3.2 Tutkimusalueet

Olen valinnut levinneisyysalueen kattaviksi tutkimusalueiksi Suomen, Quebecin ja Sveitsin. Tutkimusaluevalinnat perustuvat siihen, että kaikilla alueilla esiintyy pohjantikkoja, koska alueilla on keskenään samankaltaisia, pohjantikkojen vaatimia elinympäristöjä eli viileitä, havupuuvaltaisia metsiä. Siten alueet ovat keskenään vertailukelpoisia, mutta riittävän erilaisia, jotta voidaan tutkia alueiden välisiä eroja pohjantikkakantojen mahdollisissa muutoksissa.

Suomi koostuu pääosin boreaalisesta havumetsävyöhykkeestä, joka etelässä rajautuu lauhkeaan kasvillisuusvyöhykkeeseen ja pohjoisosissa hemiarktiseen vyöhykkeeseen (Esseen ym. 1997) (kuva 6). Suomessa metsien käytön historia on pitkä. Metsien käytön intensiteetti on kasvanut ajan kuluessa, ja tätä ilmiötä ovat selittäneet muun muassa sotien jälkeiset hakkuut, jolloin sotakorvaukset kiihdyttivät metsänhoidon tahtia ja muuttivat korjuutapoja (Lamminen 2024). Avohakkuut ovat yleistyneet Suomen havumetsissä erityisesti 1940-luvulta eteenpäin (Asplund ym. 2024). Suomen metsissä avohakkuuta ovat osaltaan edistäneet maan tasainen topografia, jolloin koneilla tehdyt avohakkuut ovat olleet helppo ja nopea tapa käsitellä metsiä laajoilla alueilla. Metsälain mukaan uudistus- eli avohakkuun jälkeen alueelle on kohtuullisessa ajassa perustettava taloudellisesti kasvatuskelpoinen taimikko, jolloin avohakkuiden uudistaminen tapahtuu pääosin kylvämällä tai istuttamalla luontaisen uudistamisen sijaan (Maa- ja metsätalousministeriö 2024). Tämä ylläpitää tasaikäistä metsärakennetta myös avohakkuiden jälkeen. Metsänhoidon ja erityisesti avohakkuiden vaikutus metsien biodiversiteettiin on usein negatiivinen, sillä metsänhoidolliset toimenpiteet estävät luontaista häiriödynamiikkaa, vähentävät lahoppumäärää sekä järeiden, vanhojen puiden osuutta kokonaisuudesta (Asplund ym. 2024). Suomen lajien uhanalaisuutta käsittelevän Punaisen kirjan mukaan yleisimpiä uhanalaistumisen syitä Suomen metsälajeille ovat juuri vanhojen metsien, järeiden puiden ja lahoppuun määrän väheneminen (Hyvärinen ym. 2019). Metsien intensiivinen käyttö voi siten aiheuttaa haasteita biodiversiteetille ja erityisesti metsälajeille.



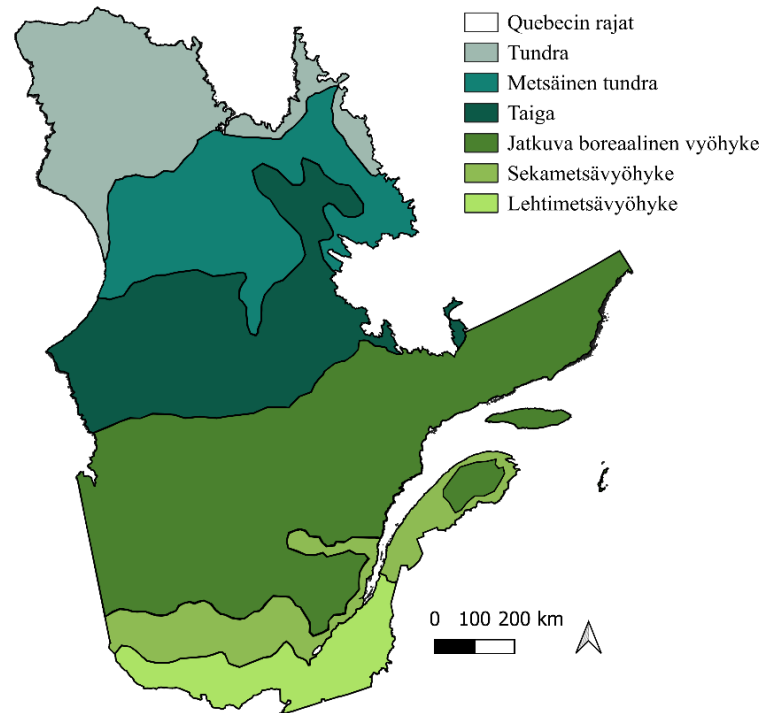
Kuva 6. Suomi koostuu viidestä eri kasvillisuusvyöhykkeestä. Eroja kasvillisuudessa on suhteellisen paljon johtuen Suomen suuresta pohjois-etelä gradientista. Kartta tehty mukaillen Suomen ympäristökeskuksen metsäkasvillisuusvyöhykejakoa (Suomen ympäristökeskus 2025).

Fennoskandian metsiin verrattuna Kanadan metsät ovat säästyneet yhtä intensiiviseltä käsittelyltä: Kanadalla on Venäjän lisäksi eniten yhtenäisiä boreaalisia metsäalueita jäljellä, jopa 53 % koko maailman boreaalista metsistä (Imbeau ym. 2001). Kanadan ja erityisesti Itä-Kanadan boreaalisten metsien rakenne ja kehitysdynamiikka ovat hyvin samankaltaisia kuin Fennoskandian boreaalisisissa metsissä (Imbeau ym. 2001). Huolimatta siitä, että ne sijaitsevat eri mantereilla, jakavat boreaaliset metsät muun muassa samankaltaisen häiriödynamiikan, sukessiokierron ja avainlajit (Imbeau ym. 2001). Koska metsäalueet ovat laajempia, ovat myös häiriöt usein laaja-alaisempia ja intensiivisempiä. Kanadassa tärkeimpiä luontaisia häiriöitä aiheuttavia tekijöitä ovat tuli ja kaarnakuoriaiset (Soubeyrand ym. 2024).

Eryityisesti Kanadan Quebecin provinssi edustaa korkeampien leveysasteiden havumetsävyöhykettä, ja sen itä- ja pohjoisosat lukeutuvat boreaaliseen havumetsävyöhykkeeseen (Soubeyrand ym. 2024) (kuva 7). Eteläosissa esiintyy seka- ja lehtimetsiä lauhkeammissa ilmasto-oloissa (Soubeyrand ym. 2024). Quebecin kaupallinen metsävyöhyke sijoittuu provinssin etelä- ja keskiosiin, missä olosuhteet metsien tuottavuudelle ja saavutettavuudelle ovat otollisimmat (Soubeyrand ym. 2024). Kanadan boreaaliset metsät ovat tärkeä osa maailmanlaajuisesta puutavarateollisuudesta ja vientiä (Soubeyrand ym. 2015). Vaikka Kanadan Quebecissä on Euroopan pirstoutuneisiin metsiin

verrattuna laajoja, yhtenäisiä havumetsäalueita, on alueella myös metsänhoidollisia toimenpiteitä erityisesti alueilla, joissa ilmasto-olot ovat riittävät nopeasti uudistuville ja tuottaville metsäekosysteemeille. Myös Quebecissä toteutetaan avohakkuita, mutta metsikön uudistaminen tapahtuu useammin luontaisella uudistamisella eikä istutuksilla (Kim ym. 2025; The forest time 2019).

### Quebecin kasvillisuusvyöhykkeet

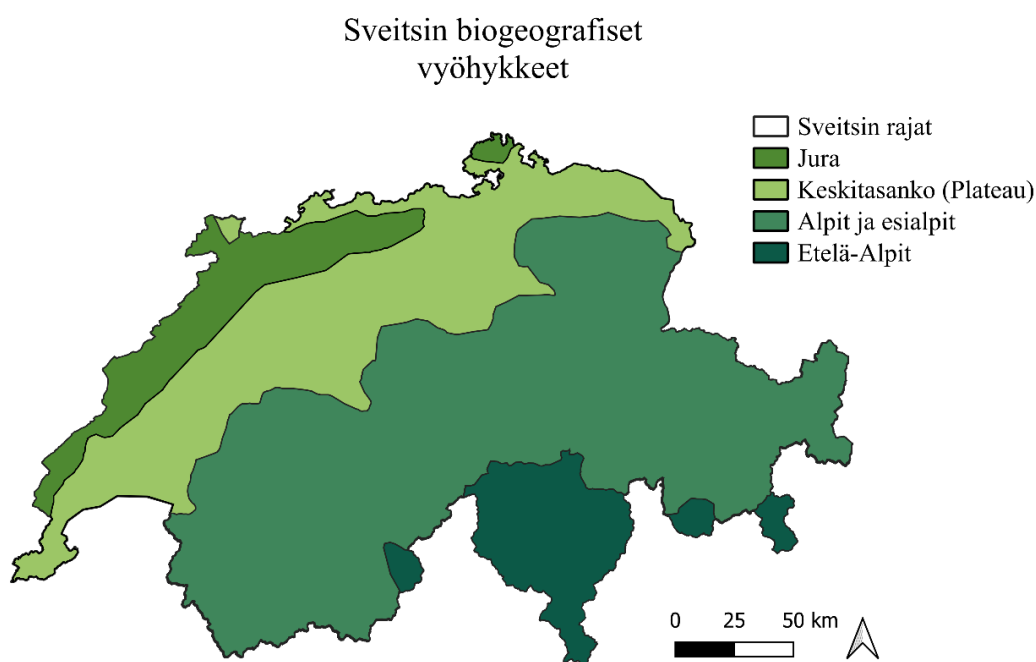


Kuva 7. Quebec koostuu pääosin erilaisista havumetsäalueista, mutta etelässä alue rajautuu seka- ja lehtimetsävyöhykkeeseen ja pohjoisessa vähäpuustoiseen tai puuttomaan tundraan. Tehty mukailien Saucierin kasvillisuusvyöhykekarttaa teoksessa Proceedings of the Fourth International Conservation of Arctic Flora and Fauna (s. 55) (Saucier 2007).

Sveitsi poikkeaa muista tutkimusalueista, sillä se ei kuulu boreaaliseen havumetsävyöhykkeeseen, mutta siellä esiintyy viileitä havumetsiä erityisesti Alppien vuoristoalueella. Alpeilla havumetsävyöhyke sijoittuu noin 1100–1500 metrin korkeuteen, ja jatkuu aina puurajaan asti (Vogelwarte 2024). Havumetsien esiintyminen noudattaa siten Alppien esiintymisaluetta, ja muualla Sveitsissä puusto on lehtipuuvaltaisempaa (kuva 8). Sveitsissä Alppien metsäalueet ovat säästyneet voimakkaalta metsätaloudelta. 1800-luvulle asti vuoristoalueilla metsiä hyödynnettiin runsaasti polttopuina ja laidunalueina (Vogelwarte 2024), mutta erityisesti toisen maailmansodan jälkeen puun merkitys poltto- ja

rakennusmateriaalina väheni ja korjuukustannukset kasvoivat (Bütler ym. 2004). Siten vuoristometsiä on hyödynnetty yhä vähemmän taloudellisesti.

Metsien käyttöön vaikuttaa myös niiden saavutettavuus, sillä esimerkiksi avohakkuuta on haastava suorittaa vuoristossa jyrkkien maanmuotojen takia (Bütler ym. 2004). Käsien ja pienimuotoisesti koneilla suoritettava valikoiva puunhakkuu on siten Sveitsin vuoristometsille tyypillinen metsänkäsittelymuoto, joka luo metsikköihin pienaukkoja ja säilyttää luonnontilaisten havumetsien piirteitä (Bütler ym. 2004). Troxlerin ja kumppanien tutkimuksen mukaan alppialueilla korkeuden kasvu saattaa kuitenkin myös lisätä metsien raivaamista eli täydellistä poistamista (Troxler ym. 2023). Ilmiötä selittää Alppien topografiaan ja maantieteeseen liittyvä infrastruktuuri, kuten talvimatkailu ja energiantuotanto (Troxler ym. 2023). Vaikka Sveitsissä on aktiivista metsänkäyttöä, muodosti metsätalouden osuus Sveitsin bruttokansantuotteesta vuonna 2010 vain noin 0,07 % (Angst 2012), kun Suomessa vastaava osuus oli vuonna 2008 4,7 % (Metsäntutkimuslaitos 2010). Sveitsissä vallitsee myös tiukka metsiensuojelulaki, jonka tavoitteena on edistää kestävästä metsien käsittelyä ja esimerkiksi korvata mahdollinen metsäkato istuttamalla kompensaaiona uusia metsäalueita (Angst 2012). Sveitsin vuoristometsien luonnonmukaisuus on säilynyt korkeana saavutettavuusongelmien, puun suhteellisen vähäisen talouskäytön sekä metsien kansallisen suojelun ansiosta.



Kuva 8. Sveitsin biogeografiset vyöhykkeet perustuvat voimakkaasti alueellisiin korkeuseroihin ja biomien selkeään vaihteluun. Tehty mukailen Speightin ja kumppanien esittämää biogeografista jakoa (Speight ym. 2021).

### 3.3 Pohjantikkametsien kenttähavainnointi paikallistasolla

Toteutan kenttätöitä hyödyntäen BirdLife Suomen eli Suomen lintuyhdistysten keskusjärjestön ylläpitämää Tiira-lintutietopalvelua ja sen pohjantikkahavaintoja. BirdLife Suomi ry on osa maailmanlaajuisen BirdLife-ympäristöjärjestön toimintaa (BirdLife Suomi ry 2025b).

BirdLife Suomi ry on lintujen suojelu- ja harrastusjärjestö, jonka toiminnan tarkoituksena on edistää luonnon monimuotoisuuden säilymistä (BirdLife Suomi ry 2025b). Tiira on kaikille avoin palvelu, jossa voi selata lintuhavaintoja ja kirjata niitä. Tiiran havaintoaineistot on luokiteltu alueittain, ja käyttämäni Turun alueen havainnot omistaa Turun Lintutieteellinen Yhdistys ry.

Kerään pohjantikkahavainnot siten, että rajaan ajan kevät- ja kesäkaudelle eli ajalle 1.3.–1.9. Näiden havaintojen perusteella valitsen alueet, joissa pohjantikkahavaintoja on tehty useampia kyseisenä ajanjaksona. Valitsen tarkasteluun juuri kyseisen ajanjakson, koska pohjantikkojen kesä- ja talvihavainnot eroavat toisistaan. Tämä perustuu siihen, että kevät- ja kesäaikaan kyseessä on todennäköisemmin pesimäalueella tehdyt havainnot, kun taas syys- ja talviaikaan havaintopaikka on ruokailualue tai vaellusaikainen pysähdyspaikka. Keskityn kenttätutkimuksessa juuri pesintäajan havaintoihin tutkimuksen rajaamiseksi sekä siksi, että ne edustavat suoraan lajin mahdollista lisääntymismenestystä ja näin kannan kasvua. Pesimäajan havainnot kertovat sekä potentiaalisista, sopivista pesäpaikoista että riittävästä ravinnonsaannista. Jotta tulokset ilmentäisivät mahdollisimman hyvin nykytilannetta ja sisältäisivät ajallista vertailua, valitsen tarkasteluun dataa vuosilta 2020–2024.

Valitsin Pukkipalon, Kappelinmäen ja Pohjolanmäen tutkimusalueiksi, sillä kaikissa kohteissa esiintyi pohjantikkahavaintoja sillä spatiaalisella ja temporaalisella tarkkuudella, millä voidaan päätellä pohjantikkojen suosivan habitaatteja muutenkin kuin satunnaisesti. Pukkipalossa havaintoja on määrällisesti vähiten, mutta niiden ajallinen kattavuus on alueista paras (liite 1). Kappelinmäen ja Pohjolanmäen tutkimusalueilla havaintoja on määrällisesti eniten, mutta niiden ajallinen kattavuus ei ole niin yhtenäinen.

Valitsemillani kolmella tutkimusalueella tarkastelen puiden määrää ja ominaisuuksia linjaleikkausmenetelmän (engl. line intersect method) avulla. Menetelmän periaatteena on asettaa tutkimusalueelle näytteenottoviiva, ja tätä viivaa leikkaavat puut mitataan arvioiden puuston runsautta ja laatua (Wagner 1968). Menetelmässä linjan pituus ja sijainti riippuvat tutkimuksen tavoitteesta ja tutkittavasta kohteesta. Näytteenottoviivoja voidaan asettaa useampi lyhyempi tutkimusalueen eri kohtiin, tai vaihtoehtoisesti yksi pitkä linja. Omassa

tutkimuksessani käytin yhtä pitkää näytteenottolinjaa, jonka pituus oli jokaisella tutkimusalueella 300 metriä. Pituudella pyrin mahdollistamaan kattavan mutta realistisesti toteutettavissa olevan otoksen jokaisesta alueesta. Maastossa suoraan näytteenottolinjalle osuvista ja linjasta molemmin puolin 1 metrin säteellä olevista puista kerättiin ominaisuustiedot, jotka on esitetty seuraavassa taulukossa (taulukko 1). Mittauksesta jätettiin pois hyvin ohuet, vesakkomaiset puuntaimet sekä hyvin pitkälle maatuneet lahot, jotka eivät enää edustaneet selkeästi tunnistettavia puita, vaan olivat jo osa metsän pohjakerrosta.

Taulukko 1. Taulukossa esitettynä kenttätoissa käytetyt parametrit esimerkkimittauksin.

Puulaji	Leveys (DBH)	Lahoaste 0–4	Laho- tai puutyyppi 0–5	Kuorintataso 0–3	Muut huomiot
Kuusi	30	3	1	1	Ei
Kuusi	40	2	2	3	Kolo
Mänty	35	0	0	0	Ei

Käytetyistä parametreistä leveys eli halkaisija määritellään DBH:n avulla. DBH (engl. diameter at breast height) eli rinnankorkeusläpimitta on standardi menetelmä puun halkaisijan mittaamiseksi, ja sen ansiosta DBH-mittauksia voidaan tehokkaasti vertailla eri alueilla ja aikakausina (Sumida ym. 2013). DBH:n korkeus on tieteellisesti määritelty 1,3 tai 1,4 metrin korkeuteen, jolloin parametri on standardoitu eikä riipu mittaajan pituudesta (West 2015). Tutkimuksessa DBH mitattiin 1,3 metrin korkeudesta ja mittaamiseen käytettiin rinnankorkeuskaulainta, jonka arvot kertovat suoraan DBH:n oikeassa yksikössä. Yhteenveto alueen puuston rinnankorkeusläpimitasta tehtiin vain pystyille puille eikä kannoille tai maalahoille.

Läpimitan lisäksi laskettiin puuston pohjapinta-ala (engl. basal area). Tämä antaa rinnankorkeusläpimittaa paremman käsityksen siitä, kuinka paljon puustoa on tietyllä alueella eli käytännössä se kuvaa, kuinka suuri osa metsän alueesta on peitetty puiden runkojen poikkipinta-alalla (Mercker & Yang 2022; West 2004). Pohjapinta-ala voidaan laskea DBH:n avulla seuraavalla kaavalla (kuva 9).

$$\text{Basal area (units}^2\text{)} = \pi \left( \frac{DBH}{2} \right)^2$$

Kuva 9. Pohjapinta-ala voidaan laskea rinnankorkeusläpimitan avulla kaavalla, joka perustuu ympyrän pinta-alaan. Pohjapinta-ala saadaan jakamalla DBH kahdella, korottamalla tulos toiseen potenssiin ja kertomalla se piillä (Bettinger ym. 2017).

Jotta tulos olisi vielä informatiivisempi ja metsän tilaa kuvaavampi, lasken puuston pohjapinta-alan hehtaareittain. Tutkimusalan pohjapinta-ala perustuu 300 metrin mittauslinjaan, jonka molemmilta puolilta huomioitiin 1 metrin levyinen kaistale. Tällöin tutkimusalue on pinta-alaltaan noin  $600 \text{ m}^2$ , sillä  $300 \text{ m} \times 2 \text{ m} = 600 \text{ m}^2 = 0,06 \text{ ha}$ . Pohjapinta-alan hehtaareittain saan kertomalla puiden pohjapinta-alojen summan 10 000 yksikkömuunnoksen mahdollistamiseksi sekä jakamalla tuloksen tutkimusalan pinta-alalla. Metsikön pohjapinta-alan laskeminen hehtaarisella perustuu siis kaikkien koealan puiden DBH:n mittaamiseen, DBH:n perusteella laskettuihin pohjapinta-aloihin ja niiden yhteen laskemiseen sekä lopulta summan jakamiseen koealan pohjapinta-alalla (West 2004).

Lahoaste määritellään tasolla 0–4, joista 0 tarkoittaa elävää puuta eli havaittavissa ei ole mitään lahoamisen merkkejä, ja 4 puolestaan hyvin pitkälle edennyttä läpilahoa. Lahoasteen mittauksessa hyödynnetään puukkomenetelmää, jossa lahoaste määritellään sen perusteella, kuinka monta senttiä puukko uppoaa lahoon (Pasanen ym. 2022). Lisäksi määritellään laho- tai puutyyppejä, jotta voidaan erottaa esimerkiksi taimet pienikokoisista mutta varttuneista puuyksilöistä. Vaikka pohjantikka ei käytä esimerkiksi taimia tai maalahoja ravinnonhankinnassa tai pesäpaikkana, kertovat puut metsän historiasta, uudistumisesta ja lahopuujatkumosta. Ohessa kaikki muuttujat esitettynä samassa taulukossa (taulukko 2).

Taulukko 2. Käytetyt luokitukset esitettynä samassa taulukossa tulkinnan selkeyttämiseksi.

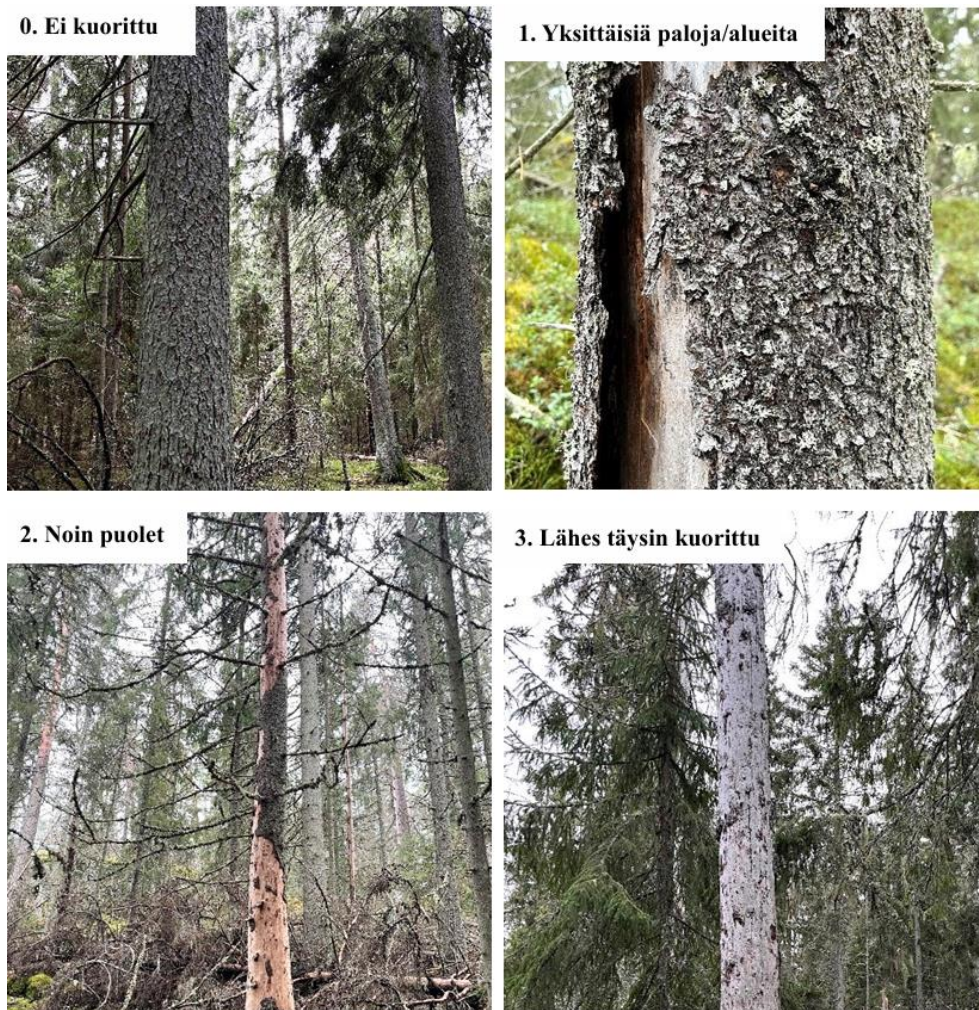
<b>Lahoaste</b>	
0	Elävä puu
1	Puuaines kovaa, puukko tunkeutuu puuhun vain millimetrejä. Luokkaan myös kelot.
2	Pintalahoa, puukko tunkeutuu puuhun 1–2 cm
3	Melko pehmeää, puukko tunkeutuu puuhun 3–5 cm
4	Läpilahoa, puukko tunkeutuu helposti kahvaa myöten.
<b>Laho- tai puutyyppejä</b>	
0	Elävä puu
1	Maalahoa
2	Pystylahoa
3	Kanto
4	Taimi
<b>Kuorinta-aste</b>	
0	Ei kuorittu
1	Yksittäisiä paloja/alueita
2	Noin puolet
3	Lähes täysin kuorittu

Jotta laho- ja puutyypin luokittelu olisi selkeämpää, ohessa kenttähavainnointiin perustuvat esimerkkikuvat luokista 1–4 (kuva 10). Esimerkkikuviin ei ole sisällytetty luokkaa 0 eli eläviä puita.



Kuva 10. Laho- ja puutyypin esimerkkikuvat luokista 1–4. Kuvat: Sara Konsell 2024.

Samoin puiden kuorinta-asteen luokat on esitetty kuvaesimerkein (kuva 11). Kuorinnan taso saattaa kertoa pohjantikkojen esiintymisestä alueella. Erityisesti kuoritut kuuset indikoivat pohjantikan esiintymistä, sillä pohjantikka hakee ravintonsa kuusien kuoren alta, mikä saattaa erottaa pohjantikan ravinnonetsintäjäljet muista tikkalajeista.



Kuva 11. Kuorinta-asteet 0–3 esimerkkikuvoin kenttähavainnoinnin perusteella.

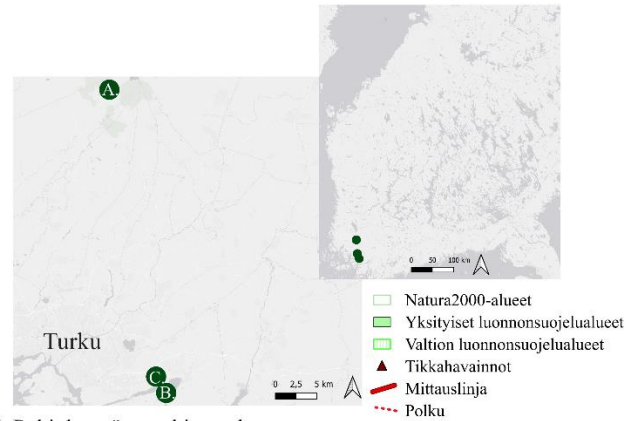
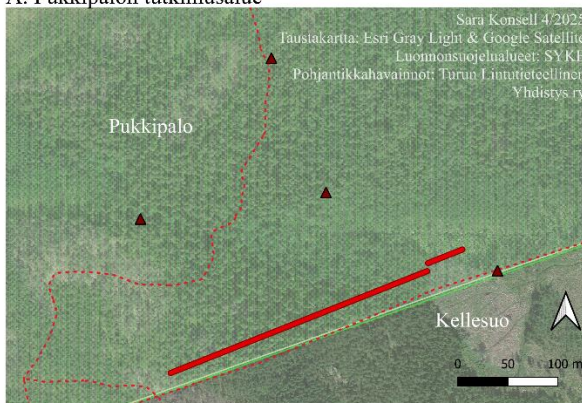
Kuvat: Sara Konsell 2024.

Kenttätyöt suoritettiin 9.11.2024 Pukkipalossa, Kappelinmäessä ja Pohjolanmäessä. Ohessa karttakuva, joka visualisoi sekä tutkimusalueiden maantieteellisen sijainnin, havaintopisteet, joiden perusteella tutkimusalueet valittiin sekä mittauslinjat (kuva 12). Havaintopisteistä osa kuvaa linnun tai havainnoijan paikkaa havainnointihetkellä, mutta osa havaintopisteistä ei välttämättä vastaa todellista havaintopaikkaa maastossa. Tämä perustuu siihen, että harrastajat voivat käyttää havaintopaikalle omaa tallennettua sijaintiaan, jolloin havaintopiste lisätään automaattisesti viitaten koko metsikköön tarkan havaintopaikan sijaan (Kuntze 2025). Ilmiö on havaittavissa erityisesti Pohjolanmäessä, jossa suuri osa (11 kpl) havaintopisteistä sijoittuu samaan kohtaan metsikköä. Tämä ei kuitenkaan ole tutkimukseni kannalta ongelma, koska keskityn koko metsikön ominaisuuksiin.

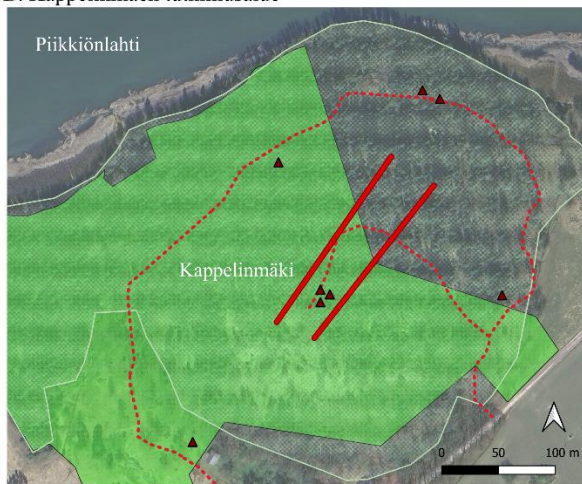
300 metrin linja pysyi yhtenäisenä vain Pohjolanmäessä. Linja tuli siirtää Pukkipalossa ja Kappelinmäessä metsän kuvion vaihtumisen vuoksi. Tutkimuksen tarkoituksena on mitata pohjantikkahabitaatin puiden ominaisuuksia, eikä metsättömien alueiden piirteitä.

Pukkipalossa linja rajautui suoalueeseen, ja Kappelinmäessä avokallioon. Tästä syystä linjan siirtäminen oli perusteltua, sillä tutkimuksessa pyritään kartoittamaan yhtenäistä metsäaluetta. Kallio- tai suoalueen aiheuttamat poikkeavat tulokset voisivat muutoin vääristää aineiston edustavuutta eivätkä kuvaisi siten pohjantikkahabitaatteja.

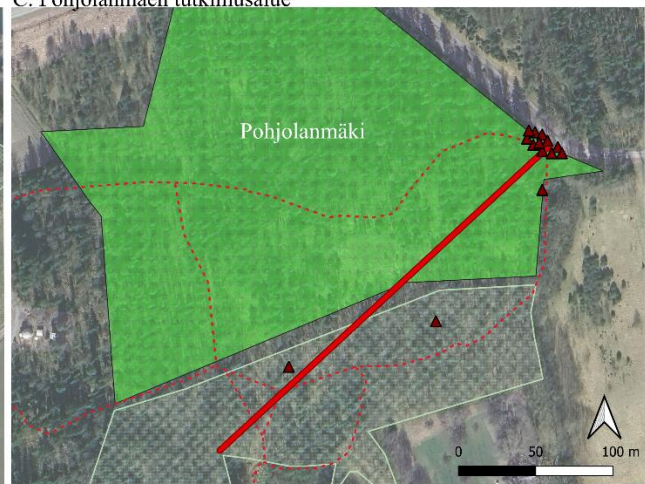
A. Pukkipalon tutkimusalue



B. Kappelinmäen tutkimusalue



C. Pohjolanmäen tutkimusalue



Kuva 12. Kenttätöiden tutkimusalueet havainnoituna kartalla. Kartassa on esitetty myös havaintopisteet ja mittauslinjat. Lisäksi karttaan on digitoitu polun sijainti Open Street Map:in mukaisesti sekä suojelualueet Suomen ympäristökeskuksen paikkatietoaineiston mukaisesti (Suomen ympäristökeskus 2018; Suomen ympäristökeskus 2024).

### 3.4 Pohjantikan ilmastoekolokerot ja habitaattimallit levinneisyysalueella

#### 3.4.1 R-ohjelmistossa käytetty aineisto

Analyyseihin R-ohjelmistolla tarvitsin lajihavaintoaineiston pohjantikasta sekä aineistot valitsemistani muuttujista, joiden avulla pyrin selvittämään pohjantikan elinympäristöominaisuuksia ja siten mahdollisia uhanalaisuuden ajureita tutkimusalueilla. Käyttämäni Kanadan lajihavaintodata on peräisin GBIF:sta eli Global Biodiversity Information Facility -tietopankista. Sveitsin lajihavaintoaineisto on kerätty sekä GBIF:sta että Sveitsin sisäisestä lähteestä, ja Suomen lajihavaintoaineisto on ladattu Laji.fi-palvelusta eli Suomen lajitietokeskukselta. GBIF on maailmanlaajuinen avoin tietokanta, jonka tarkoituksena on koota lajihavaintoaineistoa eri lähteistä julkiseen jakoon. GBIF:n tavoitteena on edistää biodiversiteettitutkimusta ja luonnonsuojelua tarjoamalla vapaasti saatavilla olevaa dataa lajien levinneisyydestä (GBIF: What is GBIF? s.a.). Havaintoaineiston laatu riippuu esimerkiksi saatavilla olevista tietolähteistä ja erityisesti kansalaiskerätyn havaintoaineiston määrästä ja laadusta. GBIF pyrkii kuitenkin aktiivisesti ehkäisemään aineistojen virheitä muun muassa laadunvalvonnalla ja standardivaatimuksilla (GBIF: Data quality requirements s.a.). Vaikka GBIF-havaintoaineisto on suosittu avoin tietolähde, liittyy aineiston saatavuuteen ja laatuun siten omat haasteensa.

Etsin pohjantikkahavaintoaineiston GBIF:n tietokannasta tietyin hakuehdoin. CC BY 4.0 lisenssin valinnalla varmistin, että aineisto on vapaasti käytettävissä ja jaettavissa. Havaintotyyppiä valitsin ihmisten tekemät havainnot, eli se sisältää niin tutkimustyössä kerätyt ja kirjatut havainnot kuin myös harrastajien havainnot. Valitsin vain koordinaatit sisältävät havainnot, koska sijainnin tarkka tieto on tutkimuksessani välttämätön. Latasin aineistot Darwin Core Archive -pakettina.

Suomen lajihavaintoaineisto on peräisin Suomen Lajitietokeskukselta. Lajitietokeskus on kansallisella tasolla toimiva palvelukokonaisuus, joka kerää lajihavaintoaineistoa eri organisaatioilta kuten tutkimuslaitoksilta, luonnontieteellisten museoiden kokoelmista ja kansalaistieteen lähteistä (Suomen Lajitietokeskus s.a.). Lajitietokeskuksen ylläpidosta vastaa Luonnontieteellinen keskusmuseo Luomus (Suomen Lajitietokeskus s.a.). Lajitietokeskuksen aineistolla on samoja haasteita kuin GBIF:n aineistolla, sillä myös Lajitietokeskus kokoaa havainto- ja näyteaineistoa sadoista eri lähteistä (Suomen lajitietokeskus: Havaintotiedon laadunvalvonta s.a.). Siten tietojen laatu ja täsmällisyys vaihtelevat suurestikin aineistojen välillä. Lajitietokeskus pyrkii vähentämään aineiston ongelmallisuutta laadunvalvonnalla,

joka toteutuu pääosin laatucommenteilla. Havainto voidaan esimerkiksi määrittää asiantuntijan varmistamaksi tai epävarmaksi, jolloin asiantuntija tai havainnon tekijä on itse merkinnyt havainnon epävarmaksi (Suomen lajitietokeskus: Havaintotiedon laadunvalvonta s.a). Siten aineistojen laatua valvotaan systemaattisesti.

Keräsin pohjantikkahavaintoaineiston Suomen Lajitietokeskuksesta hakuehdoilla, jotka sisälsivät vain lajin (*Picoides tridactylus*), alueen (koko Suomi) sekä ajan (1.1.2000-31.12.2022). En hyödyntänyt Lajitietokeskuksen tarjoamia laadunvarmennusmenetelmiä, sillä halusin maksimoida lajihavaintojen määrän, jotta minulla olisi mahdollisimman suuri otos Suomen pohjantikoista tietyltä aikaväliltä. Latasin havainnot ”viittauskelpoisena tiedostona” joka sisältää lähes kaikki havainnoista Lajitietokeskuksella olevan tiedon. Latasin tiedoston ESRI Shapefile -muodossa.

Suurimmat tietolähteet valitsemani aikavälin havainnoille pohjantikasta ovat peräisin Hatikka.fi:n havainnoista (3080 kpl), rengastus- ja löytörekisteri TIPUsta (1649 kpl), talvilintulaskennasta (1224 kpl), eBird-palvelusta (974 kpl), Hangon lintuaseman pitkäaikaisaineistosta eli Halias-aineistosta (649 kpl) sekä Tiira.fi:n neljännen lintuatlaksen havainnoista (395 kpl). Yhteensä havaintoja pohjantikasta on valitsemallani aikavälillä Suomesta 8 621 kappaletta. Näistä tietolähteistä Tiira.fi:n tarjoama lajihavaintoaineisto on yhteydessä toteuttamiini kenttätutkimuksiin, sillä käytän paikallisessa pohjantikkahabitaattien tarkastelussa tutkimusalueiden valinnassa Tiira.fi:n ja tarkemmin Turun Lintutieteellisen Yhdistyksen omistamaa lajihavaintoaineistoa.

Sveitsin lajihavaintoaineistona käytetään GBIF:n lisäksi sisäistä lajihavaintoaineistoa tietolähteestä Ornitho.ch. Ornitho.ch on Sveitsin virallinen tietokeskus lintutieteilijöille, ja sivusto ylläpitää Sveitsin lintuhavaintoaineistoja yhteistyössä Sveitsin ornitologisen instituutin Vogelwarten ja muiden alan toimijoiden kanssa (Vogelwarte s.a.).

Lintuhavaintoaineisto on GBIF:n tapaan peräisin useista eri lähteistä, mutta seurantaohjelman johtaja Samuel Wechslerin mukaan suurin osa havainnoista on ammattiosaajien keräämiä ja kirjaamia (Wechsler 2025). Sain aineiston käyttööni Excel-tiedostona. Ornitho.ch:n tarjoama havaintoaineisto on tärkeä lisä analyysiin, sillä sen aineisto on tarkempaa ja havaintoja on enemmän kuin GBIF:ssä. Muutoin käytettyyn GBIF:n aineistoon pätevät samat hakuehdot kuin Kanadan aineiston hakuun. Ohessa taulukko, joka havainnollistaa kaikki havaintoaineistot ja niiden keskeisimmät metatiedot (taulukko 3).

Taulukko 3. Havaintoaineistoon käytetyt lähteet ja niiden tärkeimmät metatiedot.

Aineisto ja lataus/ - käyttöönottoajankohta	Aineiston omistajat / vastuutahot	Ajallinen rajaus / kattavuus	Spatiaalinen muoto	Alue	Käyttötarkoitus
GBIF lajihavaintoaineisto 1/2025	GBIF Secretariat	2000–2022	Vektori, havainnot pisteaineistona	Kanada ja Sveitsi	R-analyyseissä käytetty lajihavaintoaineisto
Suomen lajitietokeskuksen lajihavaintoaineisto 1/2025	Luonnontieteellinen keskustietokeskus Luomus	2000–2022	Vektori, havainnot pisteaineistona	Suomi	R-analyyseissä käytetty lajihavaintoaineisto
Ornitho.ch lajihavaintoaineisto 2/2025	Swiss Ornithological Institute	2000–2024	Vektori, havainnot pisteaineistona	Sveitsi	R-analyyseissä käytetty lajihavaintoaineisto

Tässä tutkimuksessa selvitan, mitkä ympäristömuuttujat mahdollisesti vaikuttavat pohjantikkojen elinympäristöihin ja siten populaatiomuutoksiin tutkimusalueilla. Tarkasteltaviksi muuttujiksi olen valinnut metsäpeitteen muutokset, luonnonsuojelualueiden ja koskemattomien metsien määrän, korkeuden, ilmastokeskiarvot sekä väestön. Osa muuttujista on valittu lähtökohtaisesti uhanalaisuuden ajurien tarkastelua varten ja osa toimii taustamuuttujina, joilla pyrin poissulkemaan muuttujien mahdollisesti vääristäviä vaikutuksia. Kaikki aineistot on valittu huomioiden pohjantikkojen elinympäristövaatimukset sekä tutkimusalueiden maantieteelliset ominaisuudet.

Aineisto suojelualueista on globaalista tietokannasta Protected Planet -sivustolta. Kyseessä on maailman suojelualueiden tietokanta eli WDPA (The World Database On Protected Areas), joka on UNEP:n eli The United Nations Environment Programmen sekä IUCN:n eli kansainvälisen luonnonsuojeluliiton yhteistyössä tuottama (Bingham ym. 2019). Tietokantaan on koottu tietoa mahdollisimman kattavasti maalla ja merellä sijaitsevista suojelualueista. WDPA on aloittanut tietokannan ylläpidon 1981, ja tietokannan ajallinen kattavuus ulottuu vuoteen 2019 (Bingham ym. 2019). Myös tällä aineistolla on globaaleille aineistoille tyypillisiä riskejä datan laadussa ja tarkkuudessa, sillä suojelualueiden kattavuuden arvioinnissa käytetyt menetelmät ja aineistot vaihtelevat maiden ja alueiden välillä (Bingham ym. 2019). Laadun ja tarkkuuden lisäksi haasteita voi ilmetä aineiston saatavuudessa, ajallisessa kattavuudessa sekä päällekkäisissä polygoneissa (Bingham ym.). Tämä voi vaikeuttaa todellisten pinta-alojen laskemista ja aineiston käsittelyä.

Koskemattomien, yhtenäisten metsäalueiden aineisto Kanadan Quebeciin on peräisin Intact Forest Landscapes eli IFL-aineistosta. Kyseessä on aineisto, joka sisältää laajoja, yhtenäisiä ja luonnollisia metsiä sekä puuttomia erämaa-alueita, joilla ei ole havaittavissa ihmisen aiheuttamia muutoksia tai pirstoutumista (Potapov ym. 2017). Aineisto on kehitetty ja sitä ylläpidetään yhteistyössä useiden eri tutkimus- ja ympäristöjärjestöjen kanssa, joista tärkeimpiä toimijoita ovat University of Maryland, Greenpeace, World Resources Institute, Transparent World, Wildlife Conservation Society, WWF Venäjä sekä Global Forest Watch -verkosto (The IFL Mapping Team 2021).

Intact Forest Landscapes -aineisto ei kuitenkaan ollut käyttökelpoinen Sveitsiin ja Suomeen, sillä aineiston käyttämä määritelmä koskemattomille metsäalueille on niin rajattu, että esimerkiksi vanhat, käytöstä poistetut metsätiet ovat poissulkeva kriteeri koskemattomille metsäalueille. Siten esimerkiksi Suomesta vain Lapin erämaa-alueet ovat aineiston mukaan koskemattomia alueita. Siksi Sveitsin ja Suomen tutkimusalueille sovellettiin European primary forest database v2.0 -aineistoa, joka sisältää tietokannan Euroopan alkuperäisistä metsistä (Sabatini ym. 2021). Aineiston metsät määritellään metsiksi, joilla ihmistoiminnan vaikutukset ovat hyvin vähäisiä tai käytännössä kadonneet vuosikymmenten kuluessa (Sabatini ym. 2021). Siten kriteeristö ei ole yhtä rajattu, mikä mahdollistaa sen, että myös pinta-alaltaan pienistä ja enemmän ihmistoiminnan muokkaamista maista voidaan sisällyttää mukaan koskemattomia metsäalueita realistisemmin kriteerein.

Metsäpeitteen muutosdata on peräisin Hansenin ja kumppanien laajasta metsänpeiteaineistosta, josta muuttujiksi valittiin globaali metsänpeitteen väheneminen vuosina 2001–2010. Aineisto on osa Global Forest Change 2000–2022 aineistoa, jolla on kartoitettu maailmanlaajuisia metsien muutoksia satelliittihavainnoinnin avulla (Hansen ym. 2013). Metsäpeitteen vähenemistä kuvaava taso luokittelee metsäpeitteen häviämiseksi puuston tuhoutumisen esimerkiksi hakkuun seurauksesta sekä metsän muutoksen ei-metsäiseksi alueeksi kuten rakennetuksi ympäristöksi (Hansen ym. 2013). Taso on kaksiluokkainen, eli joko vähenemistä on tai ei ole tapahtunut tietyllä alueella (Hansen ym. 2013). Metsän peitteisyys ja reunavaikutus sovellettiin myös Hansenin metsänpeiteaineistosta. Reunavaikutus tarkoittaa tutkimuksessa sitä, kuinka paljon metsän ja muun maankäytön välistä rajapintaa on. Aineiston käytössä on huomioitava, että siihen liittyy mahdollisia satelliittikuvantamisen haasteita kuten eri satelliittien väliset tarkkuuserot, pilvisyys ja luokitteluhaasteet eri metsäpeitteen vähenemistyyppien välillä.

Halutut ilmastomuuttajat ladattiin CHELSA-sivustolta. CHELSA eli Climatologies at High Resolution for the Earth's Land Surface Areas on korkean resoluution ilmastoaineistokokoelma, joka tarjoaa eri ilmastotietoja globaalisti (Chelsa Climate 2025; Karger ym. 2017). Latasin palvelusta edelleen BIO1 ja BIO12 muuttajat, jotka sisältävät haluamani tiedon kuukausittaisista keskiarvoista lämpötilalle ja sademäärälle valitsemillani alueilla.

Analyysin taustamuuttujana hyödynnettävä väestöaineisto on kerätty Suomen tutkimusalueelle Tilastokeskuksen tuottamasta väestöruutuaineistosta. Aineisto on vuodelta 2010 ja ruudut esitetään 1 km x 1 km tarkkuudella (Väestöruutuaineisto 2023). Sveitsin ja Kanadan väestöaineistot ovat WorldPop-väestöaineiston tuottamaa globaalia väestötiheysdataa. WorldPop-projekti tuottaa rasterimuotoista väestödataa, joka perustuu erilaisiin lähteisiin kuten väestönlaskentatietoihin sekä tilastollisiin malleihin (WorldPop 2025). Sveitsin ja Kanadan väestöaineistot ovat vuosilta 2010. Keskeistä väestöaineistoissa on rasterimuotoisuus sekä mahdollisimman hyvä ajallinen kattavuus.

Sisällytin analyysiin myös korkeusmallit tutkimusalueista, joita hyödynsin muun muassa solujen rajaamiseen ja korkeuskeskiarvojen laskentaan. Suomen alueeseen käytin korkeusmallia, jonka on tuottanut Maanmittauslaitos (Maanmittauslaitos 2013). Kanadan aineisto on peräisin U.S. Geological Survey'n tuottamasta korkeusmallista, joka kattaa Yhdysvallat, Kanadan ja Meksikon alueet (OpenTopography 2021). Sveitsin korkeusmalli on rajattu Copernicus GLO-90 Digital Elevation Model -aineistosta, jonka on tuottanut European Space Agency (OpenTopography 2015). Lopuksi kaikki muuttujien aineistot esitettynä taulukossa, jossa kirjattuna tärkeimmät metatiedot (taulukko 4).

Lisäksi latasin tutkimusalueiden rajat eri lähteistä. Suomen aluerajaus on peräisin Suomen Maanmittauslaitokselta (Maanmittauslaitos 2010), Quebecin Statistics Canada -sivustolta (Statistics Canada 2023) ja Sveitsin opendata.swiss-sivustolta (Opendata.swiss 2024).

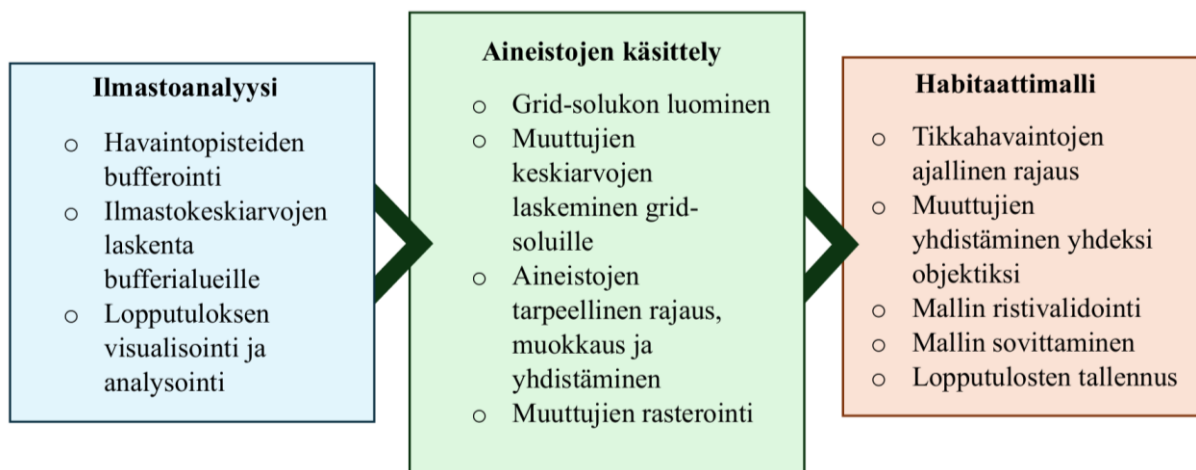
Taulukko 4. Eri muuttujien aineistojen lähteet ja niiden tärkeimmät metatiedot.

Aineisto ja lataus/ - käyttöönottoajankohta	Aineiston omistajat / vastuutahot	Ajallinen rajaus / kattavuus	Spatiaalinen muoto	Alue
Suojelualueet 12/2024	UNEP ja IUCN	1981–2019	Vektori, suojelualueet polygoneina	Kanada, Sveitsi ja Suomi
Koskemattomat metsäalueet: IFL- metsäalueet 12/2024	World Resources Institute ja yhteistyökumppanit	2020	Vektori, metsäalueet polygoneina	Kanada
Koskemattomat metsäalueet: Eurooppa 2/2025	Francesco Maria Sabatini ja kumppanit	2000–2020	Vektori, metsäalueet polygoneina	Sveitsi ja Suomi
Global Forest Change- aineisto 12/2024	Global Land Analysis and Discovery (GLAD), University of Maryland ja Global Forest Watch	2001–2010	Rasteri	Kanada, Sveitsi ja Suomi
CHELSEA-ilmastomuuttujat 1/2025	WSL (Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research)	1981-2010	Rasteri	Kanada, Sveitsi ja Suomi
Väestöruutuaineisto 2/2025	Tilastokeskus	2010	Rasteri	Suomi
WorldPop- väestötiheysaineisto 2/2025	Southamptonin yliopisto	2010	Rasteri	Kanada ja Sveitsi
Suomen korkeusmalli 3/2025	Maanmittauslaitos	2000	Rasteri	Suomi
Kanadan korkeusmalli 3/2025	United States Geological Survey	1923–2017	Rasteri	Kanada
Sveitsin korkeusmalli 3/2025	European Space Agency	2011–2015	Rasteri	Sveitsi

### 3.4.2 Ilmastomuuttujien analysointi

Toteutin analyysit R-ohjelmistossa, joka on laajasti käytetty ohjelmointiympäristö erilaisiin analyyseihin ja aineistojen käsittelyyn. Ennen habitaattimallinnusta tarkastelin tutkimusalueiden ilmasto-olosuhteita ja vertailin niitä keskenään. Tämän analyysin tavoitteena oli selvittää, poikkeavatko havaintopaikkojen ilmasto-olosuhteet toisistaan eri tutkimusalueilla. Mikäli ilmasto-olosuhteet ovat samankaltaiset, alueet ovat vertailukelpoisia ja ilmaston mahdollinen vääristävä vaikutus lopullisiin mallinnustuloksiin voidaan sulkea pois. Toisaalta hyvin erilaiset ilmasto-olot voisivat vaikuttaa siihen, että uhanalaisuuden potentiaaliset ajurit olisivat tutkimusalueilla erilaisia, koska tikkojen ilmastoekolokerot poikkeavat toisistaan.

Ilmastoanalyysin jälkeen käsittelin aineistoja muun muassa rajaten aineistoja alueellisesti ja sisällöllisesti sekä laskien keskiarvoja rasterisoluille. Aineistojen käsittely ennen varsinaista mallinnusta on välttämätöntä, jotta lajihavaintoaineistosta ja ympäristömuuttujien aineistoista saadaan yhtenäinen analyysiaineisto. Lopullisen habitaattimallinnuksen suoritin käyttäen MaxEnt-mallinnusmenetelmää. Ohessa työn kulku esitettynä vuokaaviona (kuva 13). Kaikista työvaiheista löytyvät tarkemmat vuokaaviot liitteet-osiosta, joihin on sisällytetty muun muassa tärkeimmät komennot koodeista.



Kuva 13. R-ohjelmistossa toteutettavien työvaiheiden keskeisimmät osuudet. R-ohjelmistossa suoritettavat analyysit koostuvat kolmesta vaiheesta, joista kaksi ensimmäistä toimivat valmistelevalle työvaiheena lopulliselle habitaattimallille.

Tarkastelin keskisadannan ja keskilämpötilan eroja R-ohjelmistossa terra (Hijmans 2025a), dplyr (Wickham ym. 2023) ja sf (Pebesma 2018) -pakettien avulla. Lisäksi tulosten visualisointiin hyödynsin ggplot2- ja viridis-paketteja (Introduction to the viridis color maps

2024). Latasin ensin tarvittavat aineistot R-työtilaan. Sveitsin havaintoaineisto koostui kahdesta erillisestä aineistosta, jotka yhdistin ennen varsinaista analyysia. Leikkasin lämpötila- ja sadanta-aineistot aluerajauksilla ja loin havaintopisteille 10 kilometrin puskurivyöhykkeet. Puskurivyöhykkeen eli bufferin kooksi valitsin 10 kilometriä, jotta huomioin analyysissä mahdollisimman hyvin havaintopisteiden mahdollisen epätarkan sijainnin ilman, että alueesta tulee liian suuri ja siten epätarkka. Aineistojen käsittelyvaiheessa koordinaattijärjestelmämuutoksia tuli tehdä useampi tarpeen mukaan, ja aineistojen yhteensopivuuden varmistamiseksi niiden muotoja muutettiin esimerkiksi vektorimuotoisiksi. Lopuksi laskin ilmastokeskiarvot puskurivyöhykkeiden alueille kaikilla kolmella tutkimusalueella.

Tutkimusalueiden tulokset yhdistettiin vertailua varten. Visualisoinnin toteutin ggplot2-kirjastolla, jossa valitsin hajontakuvion akselit, värikoodit ja lisäsin ellipsirakenteet pistehavaintojen ympärille paremman visuaalisen vertailun mahdollistamiseksi. Tarkat kuvaukset ilmastoanalyysin työvaiheista on esitettyä vuokaaviona (liite 2).

### 3.4.3 Habitaattimallinnus

Tarkastelen pohjantikan uhanalaisuuden ajureita valitsemisessäni tutkimuskohteissa habitaattimallinnuksen avulla, jonka toteutan käyttämällä MaxEnt-mallinnusmenetelmää. MaxEnt (engl. maximum entropy method) on yleisesti käytetty malli lajien levinneisyyden mallintamisessa esimerkiksi ympäristömuuttujien perusteella, eli sen tarkoitus on arvioida ilmiön esiintymistodennäköisyyttä (Phillips ym. 2006). MaxEnt-malli on koneoppimismenetelmä, joka voidaan luoda R-ohjelmistossa lataamalla malli dismo-paketista. Dismo on R-ohjelmointikielen paketti, joka sisältää erilaisia työkaluja erityisesti lajien levinneisyyden mallintamiseen ja mittaukseen (Hijmans ym. 2024). MaxEnt-malli arvioi todennäköisyyttä, jolla tietty laji esiintyy tietyssä ympäristössä saatavilla olevan pistemuotoisen havaintodatan sekä ympäristömuuttujien perusteella. Malli sopii erityisesti havaintoaineistoon, jossa käytössä on vain niin sanottua läsnäolevaa havaintoaineistoa eli presence only -dataa (Phillips ym. 2006). Tällaisella datalla tarkoitetaan havaintoaineistoa, jossa on mukana tieto pelkästään siitä, missä lajia on havaittu, muttei tietoa siitä, missä lajia ei esiinny. Habitaattimallin tarjoaman tiedon perusteella elinympäristöjä heikentävistä ja parantavista tekijöistä teen päätelmät potentiaalisista uhanalaisuuden ajureista.

Ennen mallinnusta aineistoja oli käsiteltävä, jotta lajihavaintoaineistosta ja ympäristömuuttujien aineistoista saadaan yhtenäinen analyysiaineisto. Aiempien pakettien

lisäksi latasin aineistojen käsittelyä varten raster-paketin rasterimuotoisen datan käsittelyyn (Hijmans 2025b), exactextractr-paketin aluekohtaisiin laskelmiin (Baston 2023) sekä landscapemetrics-paketin, joka mahdollistaa maisemamuotojen kuten reunavaikutuksen laskemisen rasterimuotoisesta aineistosta (Hesselbarth ym. 2019). Lisäksi latasin lwgeom-paketin, joka tarjoaa kehittyneempiä geometrian käsittelytyökaluja kuin sf-paketti yksinään (Pebesma 2024).

Koodille tehtiin tarvittavat valmistelut, jonka jälkeen tutkimusalueelle luotiin 10 km x 10 km ruudukko eli grid-solukko, johon kaikki muuttujat laskettiin. Gridin avulla eri muuttujista voitiin laskea keskiarvot tai aineistojen peittävyysosuudet kunkin ruudun alueella, jolloin muuttujat saatiin vertailtavaan, yhtenäiseen muotoon mallinnusta varten. Koodin alussa grid-solukolle tehdään tarvittavat muokkaukset ja rajaukset. Ensimmäisenä grid-solukkoon laskettiin ilmastomuuttujien, väestötiheyden ja korkeuden keskiarvot, koska näitä aineistoja ei tarvitse käsitellä tai muokata ennen laskemista.

Muiden muuttujien aineistoja piti käsitellä ja muokata eri tavoin riippuen aineiston ominaisuuksista. Esimerkiksi suojelualueaineistoa tuli käsitellä poistamalla päällekkäisiä polygoneja ja karsimalla sarakkeita ennen kuin pystyin laskemaan kunkin ruudun sisällä olevien suojelualueiden yhteenlasketun pinta-alan. Tulos suhteutettiin ruudun kokonaispinta-alaan, jolloin sain prosenttiosuuden siitä, kuinka paljon suojelualuetta kussakin ruudussa on.

Metsän peitteisyys koostui useasta erillisestä rasterista, jotka tuli yhdistää ja rajata tutkimusalueilla ennen laskentaa. Sitten laskin metsän peitteen osuuden kunkin grid-solun alueelta. Metsäpeitteen väheneminen tehtiin samalla periaatteella, mutta laskentaa ennen arvot rajattiin vuosille 2001–2010. Aikarajaus perustuu kausaalisuuden eli syy-seuraussuhteen periaatteeseen, sillä ennustemallissa on tärkeää, että muuttuja ja sen aiheuttamat ympäristömuutokset ovat tapahtuneet ajallisesti aiemmin kuin tikkojen esiintyminen. Rajauksen jälkeen laskin metsäpeitteen vähenemisen osuuden soluista.

Metsän reunavaikutusta arvioin landscapemetrics -paketin `lsm_1_ed()` -reunatiheysmittarilla, joka kertoo, kuinka paljon metsän ja muun maankäytön rajapintaa on suhteessa pinta-alaan. Laskutoimitus kuvaa, kuinka paljon kullakin solulla on metsän ja muun maankäytön välistä rajapintaa. Lisäksi laskin yhtenäisten, koskemattomien metsäalueiden osuudet ruuduista. Lopuksi tein viimeisteleviä rajauksia, joissa esimerkiksi alueet, jotka ovat pohjoisempana kuin pohjoisimmat tikkahavainnot, rajattiin pois. Tällöin niin sanotut tikoista tyhjät alueet jäävät MaxEnt-mallin ulkopuolelle, mikä on tärkeää, jotta ennustemalli ei vääristy tikkojen

esiintymisen kannalta epäolennaisten alueiden ominaisuuksien vuoksi. Lopuksi grid-solukolle tehtiin viimeiset tarpeelliset muutokset ja tallennettiin. Myös muokatut aineistot eli muuttujat rasteroitiin ja tallennettiin jatkoanalyysiä varten. Työvaiheet on esitetty yksityiskohtaisemmin vuokaaviossa (liite 3).

Itse MaxEnt-mallin alussa tehtiin pakettien lataukset ja aineistojen tuonnit kuten aiemmissa vaiheissa. Uusia paketteja ovat dismo (Hijmans ym. 2024), rJava (Urbanek 2024) sekä GISTools (Brunsdon ym. 2024). MaxEnt-mallin toiminta perustuu siihen, että malli opetetaan arvioimaan lajihavaintoja suhteessa ympäristömuuttujiin. Malli rakennetaan niin, että se ennustaa, missä laji voi esiintyä saamiensa muuttujien perusteella. Jotta mallin tarkkuus voidaan arvioida luotettavasti, aineisto jaetaan kahteen osaan: harjoitusdataan, jota käytetään mallin opettamiseen, ja testidataan, joka arvioi mallin ennustustarkkuuden. Tämä jakaminen tapahtuu k-fold-menetelmällä, jossa aineisto jaetaan useaan osaan, ja jokaista osaa käytetään vuorotellen testidatana (Phillips 2006). Tämä auttaa estämään yliopetusta, sillä malli ei opi pelkästään siihen dataan, jonka se on nähnyt, vaan se pystyy testaamaan itseään myös aineistolla, jota ei ole käytetty mallin luomisessa (Phillips 2006). Näin malli tulee tarkemmaksi ja sen ennusteet luotettavammiksi.

MaxEnt-mallinnuksen avulla tutkimusalueista luotiin muuttujien kontribuutiota ilmentävät kuvaajat, muuttujien vaikutusta habitaatin sopivuuteen tarkemmin kuvaavat vaste- eli responssikäyrät, habitaatin sopivuutta ennustavat kartat sekä AUC-arvot. Muuttujien prosentuaalista kontribuutiota kuvaava taulukko kertoo, kuinka paljon kukin ympäristömuuttuja vaikuttaa mallin ennusteeseen, eli kuinka paljon kutakin muuttujaa käytetään mallin rakentamisen aikana (Phillips 2006). Mitä enemmän muuttuja malliin vaikuttaa, sitä korkeammalle ja oikeammalle muuttuja kuvaajassa sijoittuu. Visualisoin R:n tuottamat kontribuutiota kuvaavat taulukot työhöni sisällöllisesti täysin samanlaisina mutta visuaalisesti selkeämpinä.

Kontribuutio ei kerro, onko muuttujan vaikutus negatiivinen vai positiivinen. Tämän arvioimiseksi luotiin muuttujille vaste- eli responssikäyrät, joiden muoto kuvaa, millainen vaikutus muuttujalla ennustetaan mallissa olevan (Phillips 2006). Linearisesti nousevan käyrän omaava muuttuja parantaa habitaatin sopivuutta lineaarisesti, ja laskeva käyrä kertoo lähtökohtaisesti heikentävästä vaikutuksesta. Lisäksi kuvaajat saattavat ilmentää esimerkiksi muuttujaan liittyviä optimialueita tai kynnyksarvoja. En sisällyttänyt työhöni suoraan R:n

tuottamia responssikäyriä, vaan visualisoin niiden sisällön uudelleen luokittelemalla muuttujien vaikutussuunnat neljään kategoriaan: positiivisiin, negatiivisiin, neutraaleihin ja yksihuippuisiin käyriin. Tämän yksinkertaistetun esitystavan tavoitteena on parantaa tulkinnan selkeyttä, sillä alkuperäiset käyrät voivat olla vaikeasti hahmotettavia erityisesti silloin, kun muuttajat eivät jaa keskenään samaa yksikköä tai mitta-asteikkoa. Lisäksi tämä luokittelu keskittyy tutkimuksen kannalta olennaiseen tietoon eli siihen, millainen vaikutus kullakin muuttujalla on mallin ennustamaan lajiesiintymään. Se täydentää muuttujien kontribuutioarvoihin perustuvaa merkitsevyyttä kertomalla lisäksi muuttujan vaikutuksen suunnan ja luonteen, eli onko vaikutus positiivinen, negatiivinen, neutraali vai rajautuuko se tietylle arvoalueelle. Myös alkuperäiset responssikäyrät ovat löydettävissä liitteistä (liite 5).

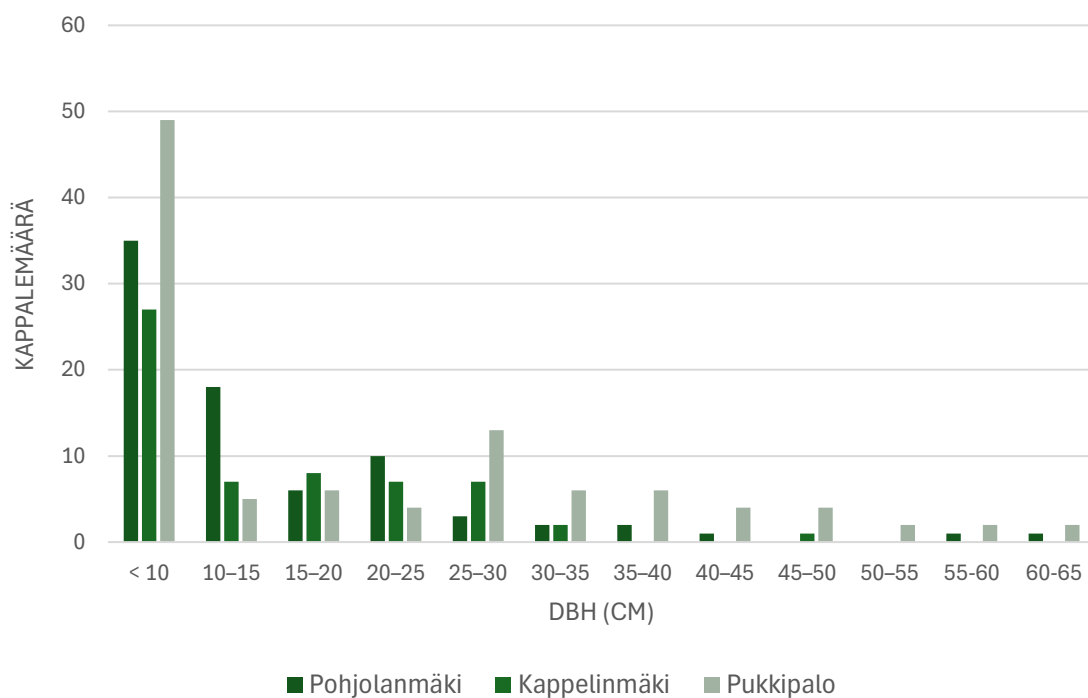
Lisäksi mallin suoriutumista arvioitiin AUC-arvon (engl. area under the curve) avulla. AUC-arvo lasketaan ROC-käyrän (engl. receiver operating characteristic) avulla, ja se kertoo, kuinka hyvin malli erottaa lajin esiintymispaikat satunnaisista taustapisteistä (Phillips ym. 2006). Arvon vaihteluväli on 0,5–1, jossa 1 viittaa hyvin luotettavaan ja onnistuneeseen ennusteeseen (Phillips ym. 2006). Jos AUC-arvo on alle 0,5, ei malli ennusta lajin esiintymistä paremmin kuin satunnainen arvaus, eli tällöin malli on hyvin epäluotettava

Kaikista tutkimusalueista tehtiin mallinnus, joka sisälsi sekä kaikki muuttajat että niin sanotut metsämuuttajat. Metsämuuttajat mallinnettiin erikseen, jotta mallista pystyttäisiin analysoimaan paremmin mahdollisia metsiin liittyviä uhanalaisuuden ajureita.

## 4 Tulokset

### 4.1 Lounais-Suomen pohjantikkametsien ominaisuudet

Tuloksista ilmenee, että DBH:ltaan eli rinnanympärysmitaltaan suurimpia puita esiintyy Pukkipalon tutkimusalueella, ja niitä on puustoon nähden eniten (kuva 14). Kappelinmäen puusto on rinnanympärysmitalta pienintä. Pohjolanmäessä painotus on myös pienemmissä puissa Pukkipaloon verrattuna, mutta alueella esiintyy muutama suuri, läpimitaltaan noin 60 cm puuyksilö.

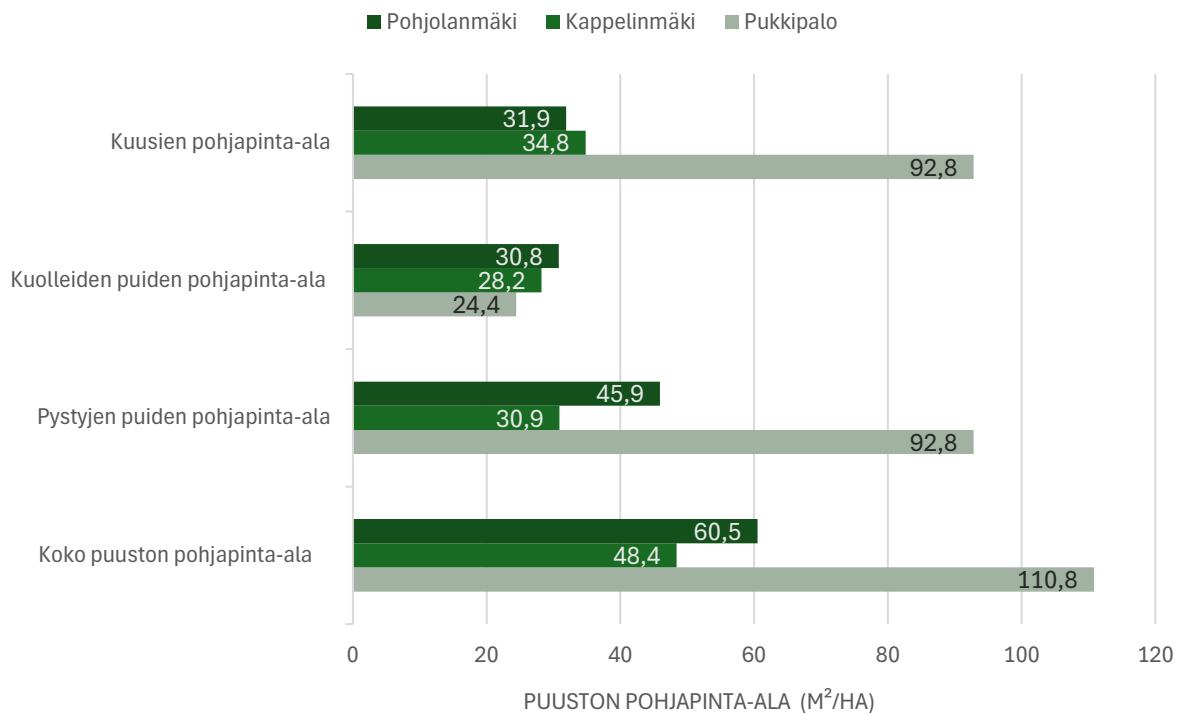


Kuva 14. Pystypuiden DBH-mittausten mukaan Pukkipalon tutkimusalueen puusto on suurinta, ja alueella on DBH:lta suuria puita tasaisesti kaikissa kokoluokissa. Kappelinmäen ja Pohjolanmäen puuston DBH noudattavat keskenään melko samaa jakaumaa eli järeämpiä puita on vähemmän. Kaikilla kolmella tutkimusalueella puiden, joiden DBH on alle 10 cm, osuus on suuri.

Pukkipalon puiden pohjapinta-alojen summaksi laskettiin 66483 cm<sup>2</sup>. Kokonaispohjapinta-ala hehtaarisella voidaan laskea kertomalla saatu pohjapinta-alojen summa 10 000 ja jakamalla se tutkimusalan pinta-alalla, eli  $66483 \times 10\,000 / 600\,000 = 1\,108,050\text{ m}^2$  eli hehtaarisella 110,8 m<sup>2</sup>/ha. Tulos kuvastaa harvinaisen tiheää ja runsaspuustoista metsää.

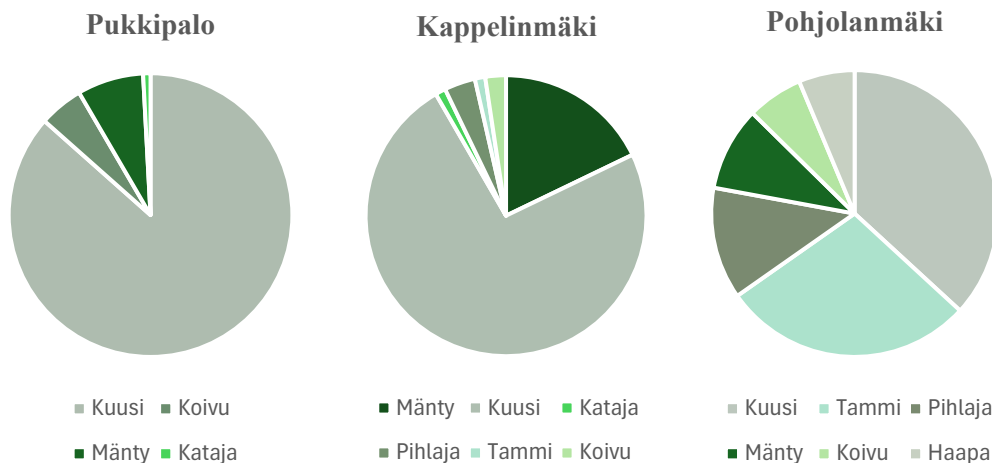
Samalla periaatteella lasku toistettiin kahdelle muulle tutkimusalueelle. Kappelinmäen tutkimusalueen puiden pohjapinta-ala on hehtaarisella noin 48,4 m<sup>2</sup>/ha. Siten

tutkimusalueen puuston pohjapinta-ala on merkittävästi pienempi Pukkipalon tutkimusalueeseen verrattuna, mutta edustaa silti runsaspuustoista metsää. Pohjolanmäki on puuston pohjanpinta-alaltaan 60,5 m<sup>2</sup>/ha. Pohjolanmäki on siten harvempaa kuin Pukkipalo mutta tiheämpää kuin Kappelinmäki. Kokonaispuuston pohjapinta-alan lisäksi alueilta laskettiin pohjapinta-alat pystyille puille sisältäen elävät ja kuolleet puut, kuolleille puille sisältäen sekä pysty- ja maalahot sekä kuusille sisältäen kaikki puu- ja laholuokat (kuva 15).



Kuva 15. Pohjapinta-alat kuvaavat puuston tiheyttä ja tilavuutta, ja antavat tietoa muun muassa mitatun alueen biomassasta ja luonnontilaisuudesta. Pukkipalossa kuusien, pystyjen puiden sekä koko puuston pohjapinta-alat ovat alueista korkeimmat, mutta kuolleiden puiden pohjapinta-ala on pienempi verrattuna Kappelinmäkeen ja Pohjolanmäkeen.

Lisäksi kaikkien tutkimusalueiden puustosuhteet mitattiin. Tulosten mukaan Pukkipalo edustaa tutkimusalueista homogeenisinta puulajistoa, jossa kuusi on valtalaji (kuva 16). Seuraavaksi eniten alueella on mäntyä, sitten koivua ja vähiten katajaa. Kappelinmäen puustosuhte on heterogeenisempi, ja vaikka kuusi kattaa suurimman osan lajistosta, on mukana myös lehtipuita kuten pihlajaa, tammea ja koivua. Pohjolanmäen puustosuhte on tutkimusalueista monipuolisin, ja noin puolet puustosta koostuu lehtipuista.



Kuva 16. Tutkimusalueiden puustosuhteista ilmenee, että Pukkipalon dominantti puulaji on kuusi (87 %). Kappelinmäen tutkimusalueella kuusi kattaa 74 % puustosta ja Pohjolanmäen tutkimusalueella vain 37 %.

Laskin myös tunnuslukuja muille tärkeille muuttujille pohjantikan näkökulmasta. Taulukossa on esitetty puiden absoluuttinen määrä, pohjapinta-alaan perustuva arvioitu määrä hehtaareittain sekä suhteellinen osuus prosentteina (taulukko 5). Koko puuston määrästä on laskettu kuolleen puun määrä eli kaikki puut, joiden laholuokka on jokin muu kuin 0 eli elävä puu. Kuolleista puista laskettiin edelleen maalahojen määrä ja pystypuiden määrä. Kuorittujen puiden määrä laskettiin edelleen pystypuiden määrästä.

Taulukko 5. Kaikkien puulajien määrät ja tiheydet tutkimusalueilla. Vaikka tutkimuskohteiden puiden kappalemäärä ja tiheys vaihtelevat, on kaikilla tutkimusalueilla korkea kuolleen puun määrä.

Muuttuja	Pukkipalo			Kappelinmäki			Pohjolanmäki		
	kpl	m <sup>2</sup> /ha	%	kpl	m <sup>2</sup> /ha	%	kpl	m <sup>2</sup> /ha	%
Puiden määrä	115	110,8	100	82	48,4	100	94	60,5	100
Kuolleen puun määrä	25	24,4	22	36	28,2	44	40	30,8	4
Pystypuun määrä	10	6,3	40	13	10,8	36	25	16,2	62
Kuorinnan määrä pystypuista	5	4,1	50	13	10,8	100	19	14,2	76
Maalahon määrä	14	18	56	23	17,4	64	15	14,6	37

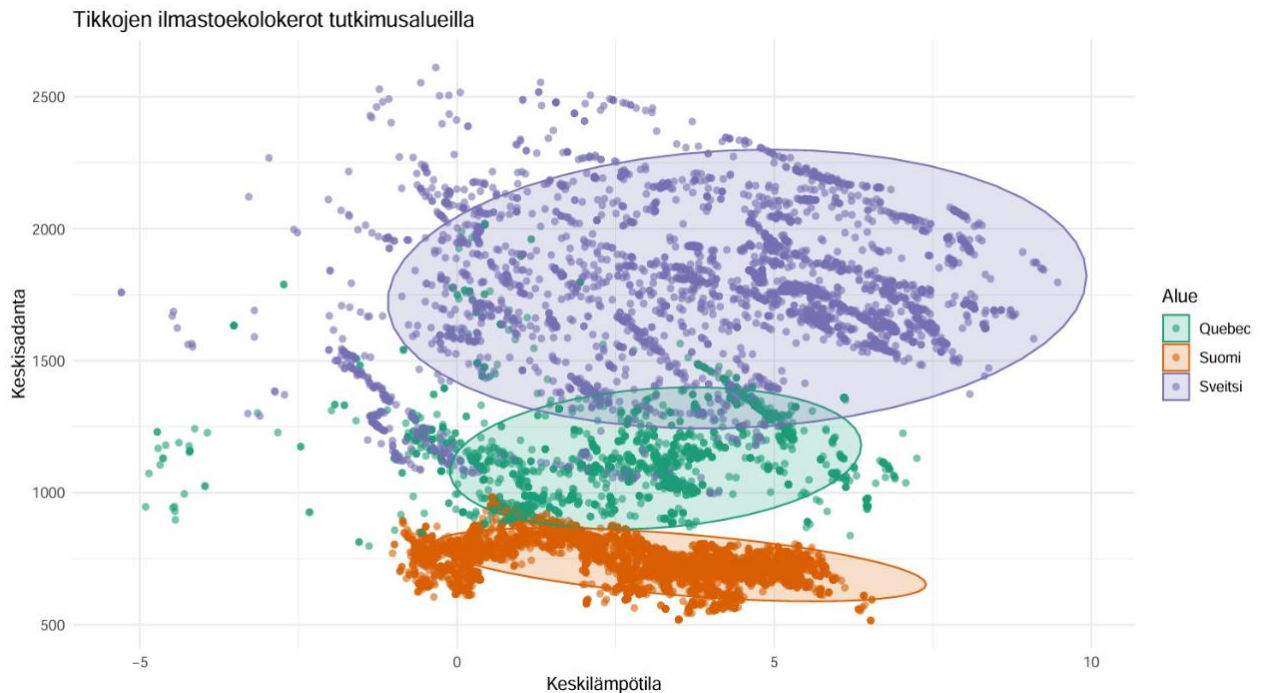
Samat tunnusluvut laskettiin lisäksi pelkästään kuusille, jotta tarkastelussa olisi erityisesti pohjantikkahabitaatin keskeisimmät ominaisuudet (taulukko 6).

Taulukko 6. Pelkästään kuusilla suoritettut mittaukset osoittavat, että kuusien määrä on kaikilla alueilla melko korkea, ja erityisesti kuorittuja kuusia esiintyy kaikilla alueilla runsaasti.

Muuttuja	Pukkipalo			Kappelinmäki			Pohjolanmäki		
	kpl	m <sup>2</sup> /ha	%	kpl	m <sup>2</sup> /ha	%	kpl	m <sup>2</sup> /ha	%
Kuusien määrä	100	92,8	100	60	34,8	100	34	31,9	100
Kuolleiden kuusien määrä	18	21,5	18	33	27,3	55	21	25,8	62
Pystypuun määrä	5	1,9	28	10	9,9	43	10	11,8	48
Kuorinnan määrä pystypuista	3	1,4	60	10	9,9	100	9	11,6	90
Maalahon määrä	13	16,8	72	23	17,4	67	11	13,9	52

## 4.2 Pohjantikkojen ilmastoekolokerot levinneisyysalueella

Tuloksista havaitaan, että Suomen ja Quebecin lajihavaintojen sijoittuminen ilmastoekolokeron sisälle on huomattavasti kapeampi verrattuna Sveitsin lajihavaintojen sijoittumiseen (kuva 17). Suomen ja Quebecin alueen lajihavainnot sijoittuvat melko samoihin lämpötilakeskiarvoihin, kun taas sadannan vaihtelu on suurempaa Quebecin havaintopisteiden alueella. Suomessa tikkojen havaintopisteiden alueella keskilämpötilat ovat alhaiset, ja vaihtelu sademäärässä on suhteellisen pieni, noin 500–1000 mm eli millimetriä. Quebecissä keskilämpötilat ovat lähellä nollaa, mutta vaihteluväli lämpötilakeskiarvoissa on laajempi kuin Suomessa. Yksittäisiä havaintoja asettuu alhaisiin lämpötiloihin lähelle -5°C, mutta suurin havaintopisteiden tiheys on lähellä nollaa ja sijoittuvat toisiinsa nähden tiiviisti. Sademäärät ovat Quebecissä Suomea runsaampia, enimmäkseen 1000–1500 mm.



Kuva 17. Pohjantikkojen ilmastollisia ekolokeroja alueellisesti kuvaava hajontakuva vuoden keskilämpötilan (°C) ja keskisadannan (mm/vuosi) perusteella. Suomen ilmastoekolokero on havaintopisteiden perusteella yhtenäinen, ja Sveitsin alueella hajontaa ilmasto-oloissa havaintojen välillä esiintyy eniten.

Sveitsin havainnoissa on tutkimusalueista suurin hajonta. Sveitsin havainnot poikkeavat Suomen ja Kanadan havainnoista myös siten, että Sveitsin havainnot sijoittuvat pääosin leudommille alueille: keskilämpötilat ovat usein yli 5 °C, ja vaihteluväli ilmastokeskiarvojen välillä on suurta. Myös sadanta on suurta, noin 1500–2500 mm. Tulokset viittaavat siihen, että pohjantikat viihtyvät Sveitsissä leudommassa ja kosteammassa ilmastossa.

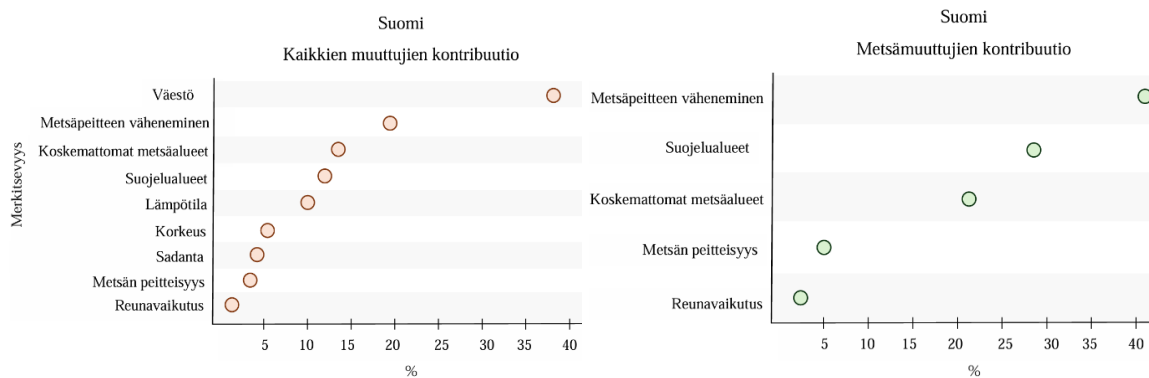
Sveitsin tulosten laajempaan skaalautumiseen voivat vaikuttaa tutkimusalueen tiedetyt topografiset erot, jolloin havaintopaikkojen välillä voi olla suuriakin eroja lämpötilassa ja sadannassa riippuen siitä, missä korkeudessa tikkahavainto on tehty. Topografian hajauttavaa vaikutusta tukee osaltaan se, että tiedetysti topografialtaan tasaisessa Suomessa havaintopisteiden jakauma on hyvin tiivis ja yhtenäinen.

Vaikka tutkimusalueilla tikkojen jakamat ilmastoekolokerot eivät ole täysin samanlaisia, ovat ne päällekkäisiä erityisesti lämpötilan osalta. Siten tutkimusalueet jakavat pohjantikkojen havaintopisteillä keskenään riittävän samankaltaisen ilmastoekolokeron, jolloin MaxEnt-habitaattimallin tekeminen on mielekäästä, eivätkä tutkimusalueiden hyvin erilaiset ilmasto-olosuhteet väärennä tuloksia. Lisäksi lämpötila ja sadanta säilytetään mallissa omina muuttujinaan, jolloin voidaan myös habitaattimallinnuksessa erottaa, ovatko ilmastomuuttujat kriittisiä habitaatin valintaa selittäviä tekijöitä vai eivät.

### 4.3 Habitaatin sopivuus pohjantikoille eri levinneisyysalueilla

#### 4.3.1. Suomen levinneisyysalue

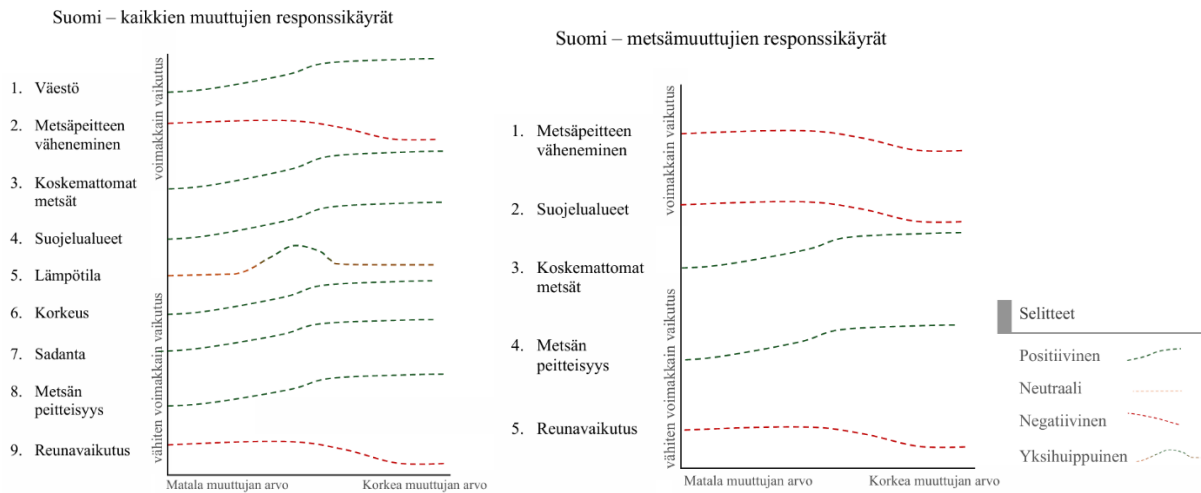
Kaikkien muuttujien MaxEnt-mallinnuksessa Suomen merkittävin muuttuja on väestö, eli sen vaikuttavuus malliin on kaikista muuttujista suurin, yli 35 % (kuva 18). Toiseksi korkeimman arvon saa metsäpeitteen väheneminen noin 20 %, ja kolmanneksi merkittävimpiä muuttujia ovat koskemattomat metsäalueet. Muut muuttujat sijoittuvat melko tasaisesti 10–5 % alueelle, ja vähiten merkitsevä muuttuja mallin mukaan on reunavaikutus. Tarkastellessa pelkästään metsämuuttujia eli metsäpeitteen vähenemistä, suojelualueita, koskemattomia metsäalueita, metsän peitteisyyttä ja reunavaikutusta, tuloksissa suurin vaikuttavuus on metsäpeitteen vähenemisellä, yli 40 %. Seuraavaksi merkitsevin muuttuja on suojelualueet, kolmantena koskemattomat metsäalueet, neljäntenä metsän peitteisyys sekä viidentenä reunavaikutus.



Kuva 18. Molemmissa malleissa reunavaikutuksen merkitys säilyy vähäisenä, sillä mitä alemmaksi muuttuja sijoittuu pystyakselilla, sitä vähäisempi on muuttujan merkitsevyys koko mallissa. Vaaka-akselin arvot alkavat nolasta, ja myös sijoittuminen pienempiin prosentteihin vähentää muuttujan merkitsevyyttä.

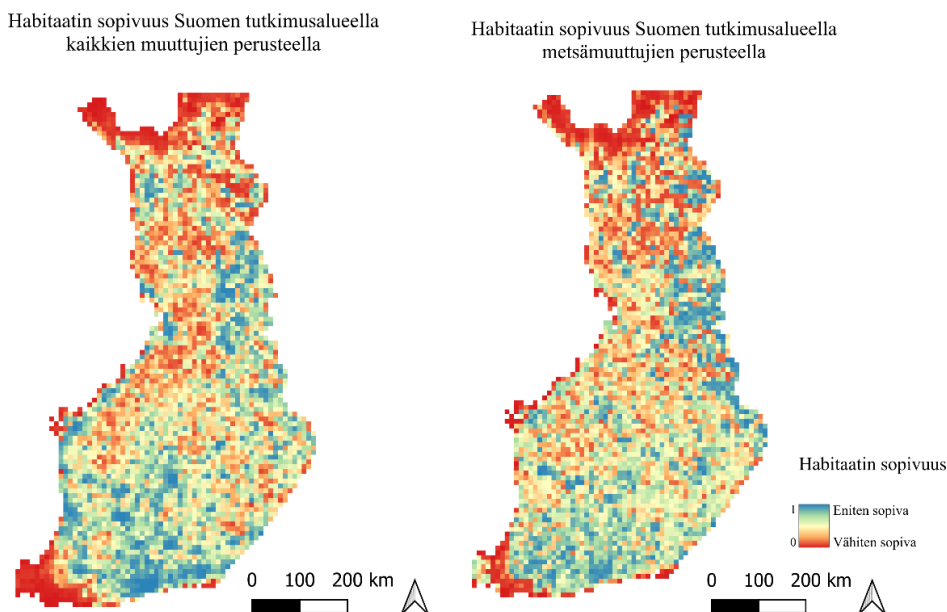
Suomen muuttujien responssikäyrien mukaan kaikki muuttujat huomioivassa analyysissä väestö, sadanta, koskemattomat metsäalueet, korkeus, suojelualueet ja metsän peitteisyys vaikuttavat habitaatin sopivuuteen positiivisesti (kuva 19). Lämpötilan responssikäyrä on muihin käyriin verrattuna yksihuippuinen. Tämä kuvaa aluetta, jossa habitaatti on lajille sopivin: lämpötilan laskiessa tai kasvaessa liikaa, habitaatin sopivuus heikkenee.

Reunavaikutuksen ja metsäpeitteen vähenemisen vaikutukset ovat responssikäyrien mukaan negatiivisia. Metsämuuttujilla tehdyssä mallissa muiden muuttujien vaikutukset pysyvät samoina, paitsi suojelualueista tulee mallissa merkitsevempiä kuin koskemattomista metsäalueista ja suojelualueiden käyrä on laskeva.



Kuva 19. Responssikäyrät kertovat tarkemmin muuttujien vaikutuksesta habitaatin sopivuuteen. Mallien vertailussa muiden muuttujien vaikutukset säilyivät samoina, mutta suojelualueiden vaikutus muuttui painoarvoltaan ja vaikutussuunnaltaan.

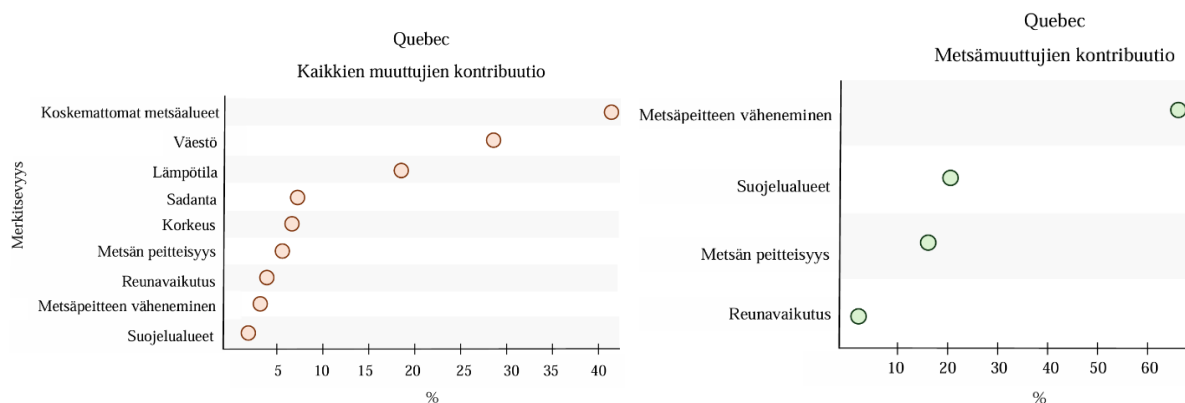
Lisäksi MaxEnt-mallilla tuotettiin kartta, joka esittää ennusteen habitaatin sopivuudesta pohjantikoille tutkimusalueella. Kartan tulokset perustuvat valittuihin muuttujiin ja niiden asettumiseen MaxEnt-mallissa merkitsevyyden osalta. Myös kartat luotiin kaikilla muuttujilla sekä metsämuuttujilla (kuva 20). Kaikilla muuttujilla tuotetussa ennustekartassa korkeimpia arvoja saavat tiheään asutut alueet kuten rannikkoseutu ja Etelä-Suomi, mikä korreloi kontribuutiokuvaajan kanssa, jossa väestö on merkitsevin muuttuja. Metsämuuttujilla toteutetun ennustekartan perusteella koko Suomi saa tasaisemmin korkeita arvoja, eli pelkästään metsämuuttujiin perustuvan habitaattimallinnuksen perusteella Suomessa olisi enemmän pohjantikoille sopivia habitaatteja. Lisäksi kaupunkikeskittymät eivät erotu yhtä jyrkästi sopivina habitaatteina. Molemmissa malleissa sopivana habitaattina korostuu myös Itä-Suomi.



Kuva 20. Malleissa Etelä- ja Itä-Suomi korostuvat sopivina habitaatteina.

#### 4.3.2. Quebecin levinneisyysalue

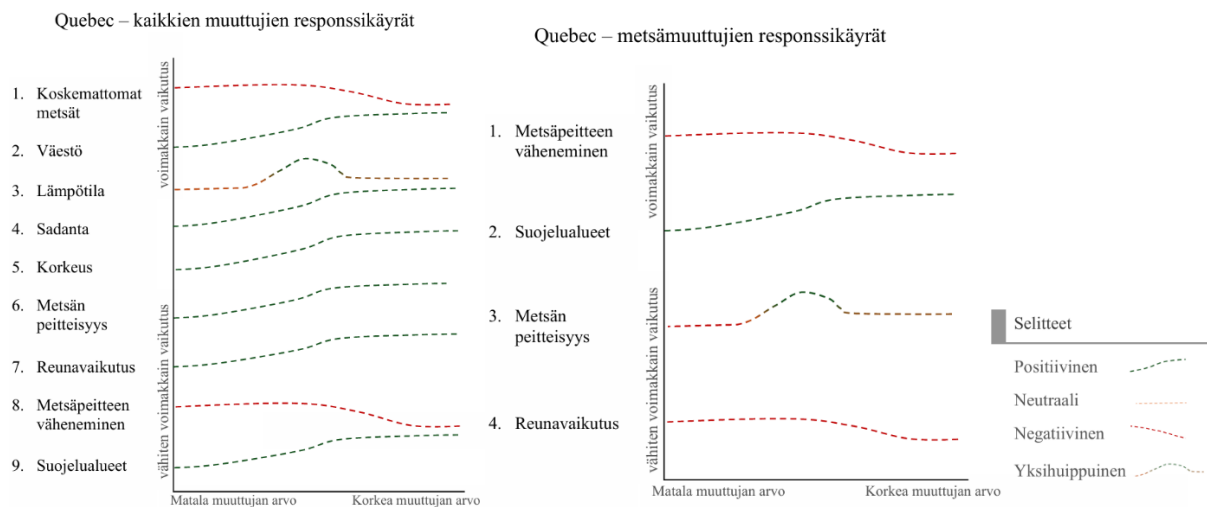
Kaikkien muuttujien mallin mukaan koskemattomat metsäalueet vaikuttavat ennusteeseen eniten, yli 40 % (kuva 21). Seuraavaksi korkeimman arvon saa väestö, ja kolmanneksi korkeimman arvon lämpötila. Muut muuttujat sijoittuvat tasaisesti alle 10 %. Quebecin tutkimusalueen tapauksessa koskemattomia metsäalueita ei valittu mukaan metsämuuttujilla tehtyyn mallinnukseen, koska muuttujan vaikutus malliin on vääristävä (kts. 5 Keskustelu). Metsämuuttujissa metsäpeitteen väheneminen vaikuttaa malliin eniten, yli 60 %, jonka jälkeen suojelualueet ja metsän peitteisyys vaikuttavat noin 20 %. Reunavaikutus saa pienimmän arvon eli vähäisimmän vaikutuksen malliin.



Kuva 21. Metsämuuttujien mallissa metsäpeitteen vähenemisen merkitys nousee jyrkästi, kun mallia dominoivat muuttujat eli väestö ja koskemattomat metsäalueet jätetään pois.

Kaikkien muuttujien MaxEnt-mallissa useimmilla muuttujilla on positiivinen vaikutus habitaatin sopivuuteen. Responssikäyrien mukaan väestö, sadanta, korkeus, metsän peitteisyys, suojelualueet ja reunavaikutus lisäävät habitaattien sopivuutta pohjantikoille (kuva 22). Lämpötilan responssikäyrä on epäsäännöllinen, sillä siinä on havaittavissa sekä nouseva että laskeva vaihe, eli kyseessä on samankaltainen tulos kuin Suomen mallissa. Quebecissä liian lämpimässä tai kylmässä habitaatin sopivuus pysyy pääosin vakaana laskemisen sijaan. Responssikäyrien perusteella metsäpeitteen vähenemisellä ja koskemattomilla metsäalueilla on negatiivinen vaikutus habitaatin sopivuuteen.

Metsämuuttujien responssikäyrien mukaan metsäpeitteen väheneminen ja reunavaikutus vaikuttavat negatiivisesti habitaatin sopivuuteen, ja suojelualueet lisäävät habitaatin sopivuutta. Siten reunavaikutuksen sovitus mallissa on muuttunut habitaattia lisäävästä muuttujasta habitaattia heikentäväksi muuttujaksi. Metsän peitteisyyden vaikutus on muuttunut positiivisesta yksihuippuiseksi: tietyssä pisteessä metsän peitteisyys lisää habitaatin sopivuutta, muutoin vaikutus on neutraali tai laskeva.

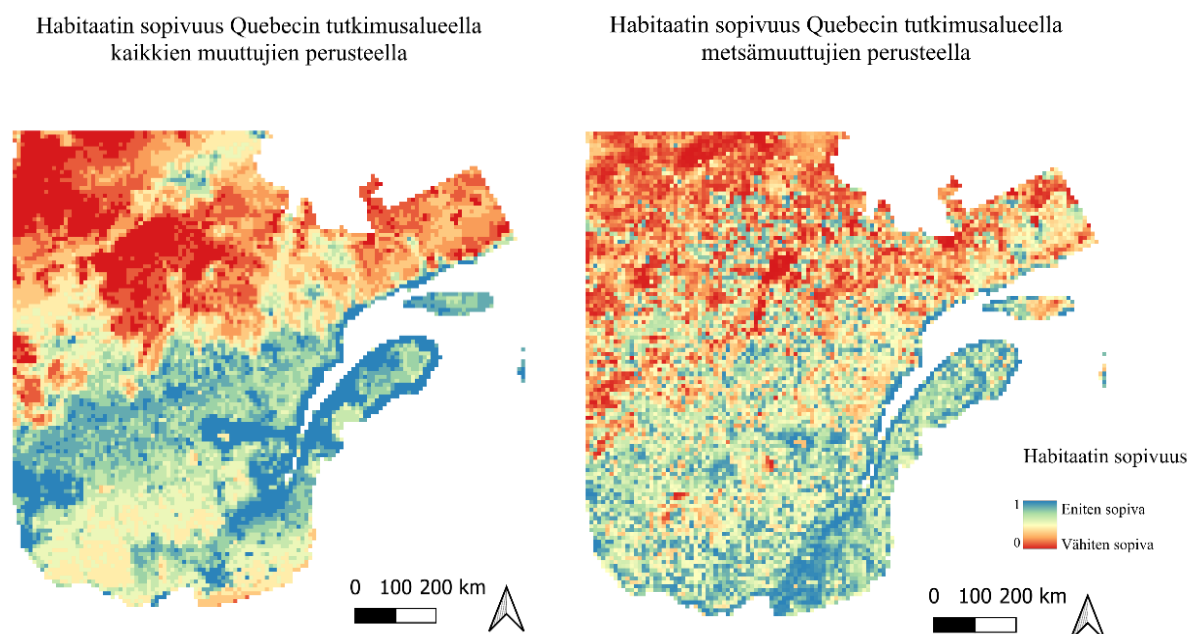


Kuva 22. Quebecin muuttujien responssikäyrät. Muuttujien käyttäytyminen vaihtelee kahden mallin välillä esimerkiksi reunavaikutuksen osalta.

Quebecin tutkimusalueen ennustekartat poikkeavat toisistaan riippuen siitä, onko mallissa huomioitu kaikki muuttujat vai pelkästään metsämuuttujat. Kaikki muuttujat sisältävässä ennustekartassa sopivat habitaatit painottuvat tiheään asutuille alueille kuten rannikon yliopistokaupunkeihin sekä Saint-Jeanin järven ja Saguenayjoen ympäristöön (kuva 23). Joen ja järven alue näkyy kartassa sisämaahan ulottuvana kirkkaan sinisenä alueena Quebecin itäpuolella. Lisäksi kartassa korostuu itä-länsisuunnassa kulkeva sopivan habitaatin vyöhyke,

joka ulottuu koko Quebecin halki. Quebecin pohjoisosissa on kartan mukaan laajoja pohjantikalle sopimattomia habitaatteja. Kaikilla muuttujilla tehdyn kartan luokittelu ei ole yhtä jyrkkä kuin metsämuuttujilla tehdyssä mallissa. Tätä selittää mahdollisesti se, että mallin muuttujat kattavat erityisen hyvin koko tutkimusalueen, jolloin paikalliset vaihtelut eivät ole yhtä jyrkkiä. Kun osa muuttujista poistetaan, malli saa vähemmän tietoa ympäristön vaihteluista, mikä saattaa johtaa tarkempien rajojen häviämiseen ja karkeampiin luokituksiin.

Metsämuuttujilla luodussa ennustekartassa on havaittavissa sama ilmiö kuin Suomen ennustekartoissa, eli sopivia habitaatteja on metsämuuttujilla tehdyn mallinnuksen mukaan enemmän. Myös tässä kartassa korostuvat tiheään asutut alueet, mutta eivät yhtä voimakkaasti, ja sopivat habitaatit ulottuvat kartassa kauemmas pohjoiseen.

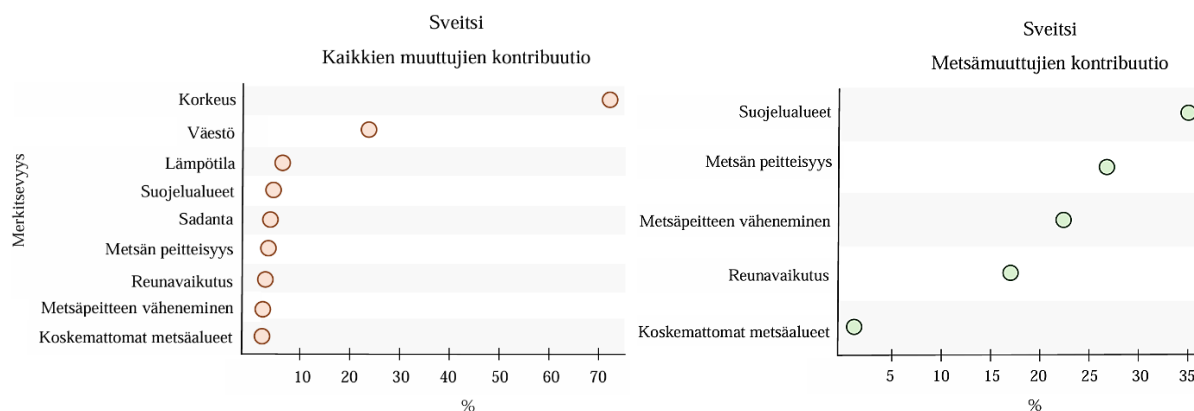


Kuva 23. Molemmissa ennustekartoissa painottuvat Quebecin tiheään asutut rannikkoseudut, mutta metsämuuttujien mallissa sopivat habitaatit jakautuvat tasaisemmin myös muihin osiin tutkimusaluetta, eivätkä erot sopivien ja epäsopivien habitaattien välillä ole niin jyrkkiä.

#### 4.3.3. Sveitsin alpiininen levinneisyysalue

Sveitsin kaikki muuttujat huomioivan mallin mukaan korkeus on mallin kannalta merkittävin muuttuja, ja sen osuus on yli 70 % (kuva 24). Toiseksi suurimman kontribuution saa väestö, noin 20 %. Muut muuttujat ovat mallin kannalta melko merkitsemättömiä, sillä loput 7 muuttujaa muodostavat yhdessä lopun 0–10 % merkitsevyyden, eli niiden osuus on kokonaisuudesta hyvin pieni. Kun malli rajataan pelkille metsämuuttujille, saavat

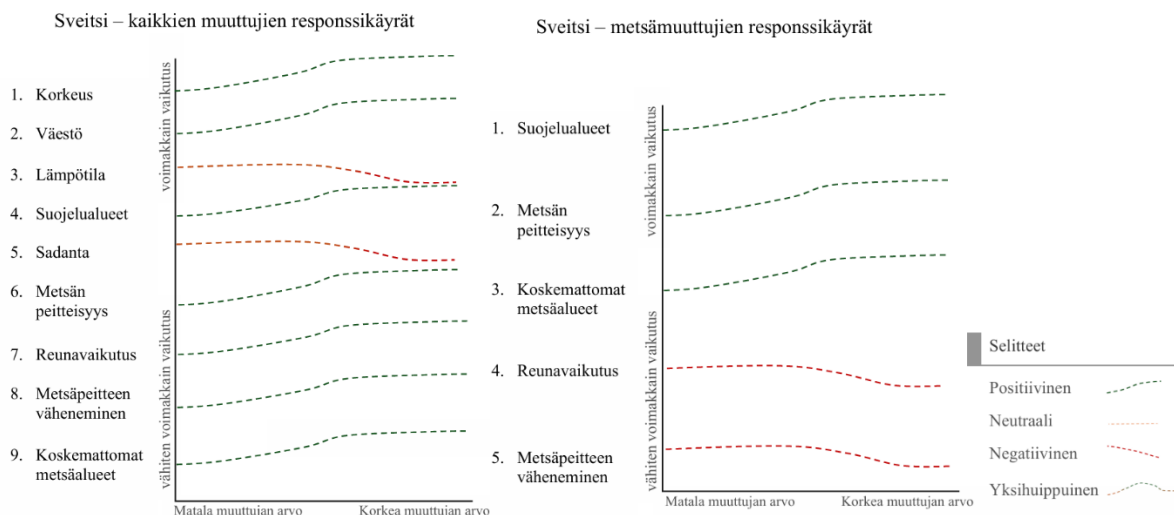
suojelualueet arvoksi noin 35 %, metsän peittävyys noin 25 %, metsäpeitteen väheneminen noin 20 % ja reunavaikutus noin 15 %. Koskemattomat metsäalueet jäävät kontribuutiossa lähelle nolaa kuten myös kaikki muuttajat huomioivassa mallissa.



Kuva 24. Sveitsin kaikkien muuttujien mallissa on havaittavissa korkeuden voimakas vaikutus malliin, mikä on poikkeavaa Suomen ja Quebecin tuloksista. Muiden muuttujien vaikutus on havaittavissa huomattavasti selkeämmin, kun malli suoritetaan metsämuuttujilla ilman korkeutta.

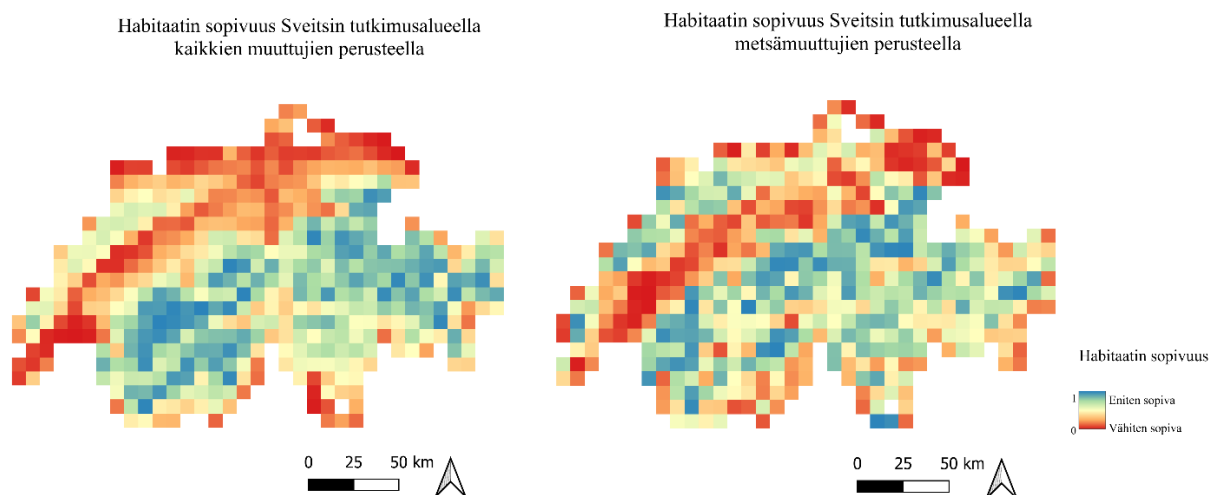
Kaikki muut muuttujat vaikuttavat responssikäyrien mukaan malliin positiivisesti paitsi lämpötila ja sadanta (kuva 25). Lämpötilamuuttujan responssikäyrä käyttäytyy poikkeavasti Suomen ja Quebecin tutkimusalueisiin verrattuna, sillä lämpötilalle ei määrity yksihuippuista käyrää, vaan sen käyrä laskee lämpötilan noustessa. Samoin sadanta saa laskevia arvoja sadannan kasvaessa.

Metsämuuttujien mallissa suojelualueiden, metsän peitteisyyden ja koskemattomien metsäalueiden vaikutus malliin on positiivinen. Reunavaikutuksen responssikäyrä saa pääosin laskevia arvoja eli vaikutus on negatiivinen. Myös metsäpeitteen väheneminen muodostuu tässä mallissa negatiivisesti vaikuttavaksi muuttujaksi, eli vaikutukset muuttuivat kaikki muuttujat huomioivaan malliin verrattuna.



Kuva 25. Kaikki muuttujat huomioivassa mallissa vain lämpötilalla ja sadannalla on muu kuin positiivinen vaikutus habitaatin sopivuuteen. Metsämuuttujilla toteutetussa mallissa myös reunavaikutus ja metsäpeitteen väheneminen saavat laskevia arvoja eli niiden vaikutus on mallin mukaan negatiivinen.

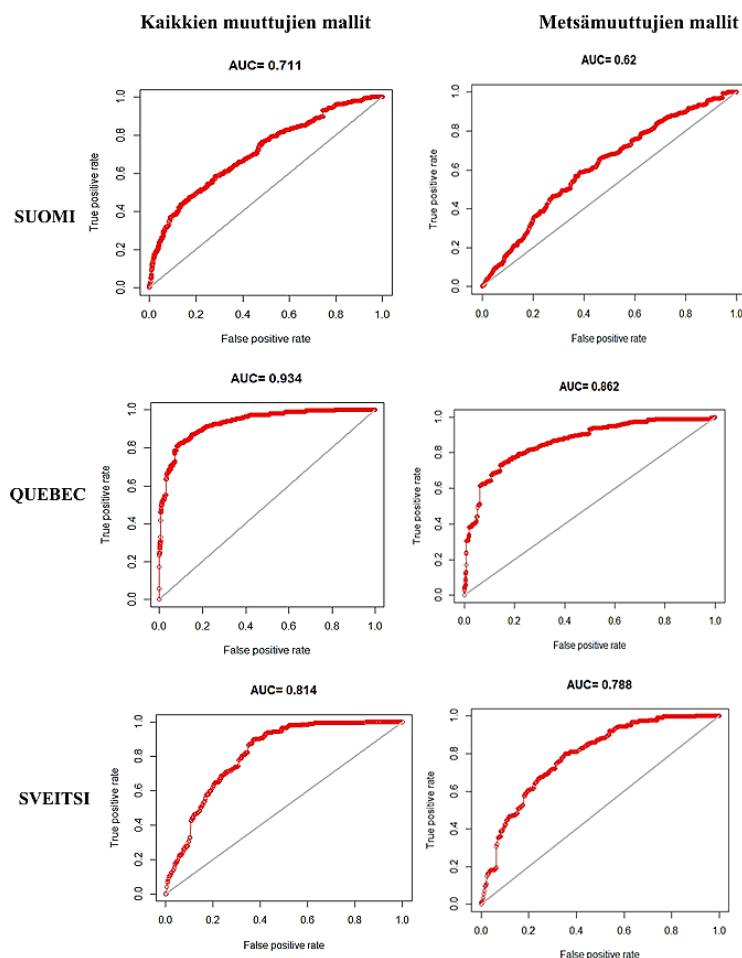
Sveitsin ennustekartoista erottuu myös selvästi korkeuserojen vaikutus habitaatin sopivuuteen. Kaikki muuttujat huomioivassa ennustekartassa sopimattoman habitaatin alue sijoittuu Alppien pohjoispuolella sijaitseviin alaviin laaksoihin (kuva 26). Sama raja näkyy metsämuuttujien perusteella luodussa ennustekartassa. Siten tikoille sopivat habitaatit sijaitsevat mallin mukaan Alppien alueella sekä myös Sveitsin länsiosan Jura-alueella.



Kuva 26. Sveitsin tutkimusalueen ennustekartoissa korostuu topografian merkitys habitaatin sopivuudessa. Lisäksi metsämuuttujien ennustekartassa sopivia habitaatteja on enemmän kuin kaikkien muuttujien mallissa.

### 4.3.1. Mallien luotettavuus

Toteutettujen habitaattimallien luotettavuutta mittaavan AUC-arvon mukaan kaikki mallit ovat luotettavia ja siten tulkinta- ja vertailukelpoisia. Suomen mallin luotettavuus on AUC-arvojen mukaan alhaisin, sillä mallit saavat AUC-arvot 0,711 ja 0,62, jotka ovat malleista lähimpänä arvoa 0,5 eli luotettavuuden alinta kynnyksarvoa (kuva 27). Kaikilla muuttujilla toteutettu malli ennustaa melko hyvin habitaatin sopivuutta, ja metsämuuttujilla toteutettu malli edustaa kohtalaista luotettavuutta. Toteutetuista malleista paras luotettavuus on Quebecin malleilla. Kaikki muuttujat huomioivan mallin AUC-arvo on 0,934, eli malli on hyvin luotettava. Myös metsämuuttujat huomioiva malli on luotettavuudeltaan erittäin hyvä, vaikka AUC-arvo laskee 0,862. Sveitsin kaikilla muuttujilla toteutetun mallin luotettavuus on AUC-arvojen perusteella erittäin hyvä eli 0,814. Metsämuuttujien mallin AUC-arvo on hyvä eli 0,778. Kaikilla levinneisyysalueilla mallin luotettavuus laskee metsämuuttujien malleissa, eli luotettavuus heikkenee, kun muuttujien määrä vähenee.



Kuva 27. Kaikkien mallien AUC-arvot ovat riittävän korkeita mallien tulkitsemiseen. AUC-arvot kuitenkin laskevat, kun mallin rakentamisessa käytetään vähemmän muuttujia.

## 5 Keskustelu

### 5.1 Pohjantikkojen suosimat elinympäristöt Lounais-Suomessa

Kenttätöiden tulosten mukaan pohjantikkojen suosimilla elinympäristöillä on Lounais-Suomessa useita yhdistäviä tekijöitä. Kaikki tutkimukseen valitut kenttätyökohteet ovat kuusivaltaisia, mikä tukee aiempaa tutkimustietoa pohjantikkojen vaatimista habitaateista (Hardenbol ym. 2019). Lisäksi alueilla korostuu suuri kuolleiden pystypuiden määrä sekä kaikkien puulajien että pelkästään kuusien tarkastelussa. Havainto tukee aiempaa tutkimuskirjallisuutta siitä, että erityisesti kuolleiden pystypuiden määrällä on eniten vaikutusta pohjantikkojen esiintymiseen (Bütler ym. 2004). Pohjantikkojen esiintymisestä valituissa metsissä kertoo myös kuorittujen kuusien osuus, sillä pohjantikan tyypillinen ravinnonhankintatapa on erityisesti kuusien kuoriminen: kuorittujen puiden osuus oli 60, 90 ja 100 % kaikista kuolleista pystykuusista kenttätyökohteissa.

Kaikissa kenttätyökohteissa koko puuston pohjapinta-ala on korkea. Pukkipalossa tulos on korkein, 110,8 m<sup>2</sup>/ha, mikä kuvastaa runsaspuustoista aarniometsäaluetta. Tulos on melko korkea, sillä esimerkiksi Siitosen ja kumppanien tutkimuksessa vanhojen metsien elävien puiden pohjapinta-ala on noin 34,6 m<sup>2</sup>/ha (Siitonen ym. 2000). Kuitenkin metsän ikä ei kerro yksinään pohjapinta-alasta, vaan siihen vaikuttavat esimerkiksi häiriöiden määrä, kasvupaikka ja alueen ilmasto. Pukkipalo on rauhoitettu aarniometsäalue, joka on säilynyt kauan luonnontilaisena. Tätä on edesauttanut osaltaan Pukkipalon sijaitseminen suoalueiden läheisyydessä, jolloin suosaarekkeet ovat tehneet alueesta vaikeasti saavutettavan (Metsähallitus 2023). Lisäksi Pukkipalo sijaitsee Etelä-Suomessa, joka on puustoltaan tuottoisampaa aluetta kuin esimerkiksi Siitosen ja kumppanien tutkimuskohteena ollut Seitsemisen aarniometsä, joka sijaitsee pohjoisemmassa Pirkanmaalla (Siitonen ym. 2000; Metsähallitus 2025). Kahden muun tutkimusalueen puuston pohjapinta-alat ovat alhaisemmat, 48,4 m<sup>2</sup>/ha ja 60,5 m<sup>2</sup>/ha, mikä selittyy harvemmalla puustolla johtuen muun muassa kasvupaikkojen eroavaisuuksista. Myös kahden muun alueen pohjapinta-alat kuvaavat luonnontilaisia metsiä, sillä yli 30 m<sup>2</sup>/ha pohjapinta-ala on Etelä-Suomessa lehtomaisen kankaan kuusikossa liian tiheä taloudellisesta näkökulmasta (Äijälä ym. 2019). Tämä sopii yhteen alueiden paikkatiedon kanssa, sillä kaikki tutkimusalueet sijaitsevat luonnonsuojelualueilla (Suomen ympäristökeskus 2018; Suomen ympäristökeskus 2024).

Tutkimusalueiden puuston suuri rinnanympärysmitta viittaa järeisiin puihin. Aiemman tutkimustiedon valossa suuret ja siten todennäköisesti vanhat puut ovat alttiimpia latvakuolleisuudelle, halkeamille ja katkenneille oksanpaikoille, jotka edelleen altistavat puita esimerkiksi sieni-infektioille ja hyönteisinvaasioille (Kebrle ym. 2021). Nämä vauriot hyödyttävät pohjantikkaa, joka suosii kuolleita tai vaurioituneita puita pesä- ja ravintopuunaan. Siten metsien korkea ikä ja järeys lisäävät todennäköisesti habitaatin sopivuutta. Puiden korkea ikä ja järeys ovat edelleen todennäköisempiä luonnonmukaisina säilyneillä metsäalueilla kuten suojelualueilla, joihin kaikki kenttätutkimukset sijoittuvat.

Lisäksi kuolleen puun määrä on todennäköisemmin korkea suojelualueilla ja koskemattomissa metsissä kuin esimerkiksi talouskäytössä olevissa metsissä. On esitetty, että pohjantikkojen vaatima kuolleiden pystypuiden määrän olisi Bütlerin ja kumppanien mukaan oltava vähintään 1,3 m<sup>2</sup>/ha Sveitsissä ja 0,5 m<sup>2</sup>/ha Ruotsissa (Bütler ym. 2004). Toteuttamissani kenttätutkimuksissa pystypuiden määrät olivat 6,3 m<sup>2</sup>/ha, 10,8 m<sup>2</sup>/ha ja 16,2 m<sup>2</sup>/ha, mikä viittaa siihen, että tutkimusalueiden pystypuumäärä on riittävä – jopa runsas – pohjantikan elinympäristön kannalta.

Tarkasteltaessa kenttätutkimusten puulajisuhteita, kaikissa metsissä on havaittavissa puuston kuusivaltaisuus. Kuitenkin Pohjolanmäen tutkimusalueen puustosta noin puolet on mittausten mukaan lehtipuita, vaikka aiemman tutkimuskirjallisuuden mukaan pohjantikka mielletään melko jyrkästi kuusimetsien tunnuslajiksi. Kuitenkin Hardenbolin ja kumppanien tutkimuksessa Suomen Evolla havaittiin, että pohjantikkojen pesiä oli kuusen jälkeen toiseksi eniten haavassa, eli noin 15 % (Hardenbol ym. 2019). Myös Kanadan Quebecissä yleisemmin tikkalintuihin keskittyvässä tutkimuksessa jopa 95 % tikkojen kaivamista koloista sijaitsi amerikanhaavassa (Cadieux ym. 2023). Vaikka lähtökohtaisesti pohjantikka suosii pesä- ja ravintopuunaan kuolevia ja kuolleita kuusia, niin tehtyjen havaintojen perusteella ei ole poissuljettua, että pohjantikat hyödyntäisivät myös lehtipuuvaltaisia metsiä erityisesti silloin, kun havupuita on vähemmän tarjolla esimerkiksi eteläisen sijainnin takia. Kuitenkin lehtipuiden hyödyntäminen perustuu lähtökohtaisesti pesintään, ja ravinnonhankinnassaan pohjantikat ovat pääosin riippuvaisia kuusista, joten täysin lehtipuuvaltaisilla alueilla pohjantikat eivät todennäköisesti menesty.

Kenttätutkimuksista ainoastaan Pukkipalo edustaa perinteiseksi miellettyä pohjantikkametsää, sillä se koostuu pääosin kosteasta mustikkakankaasta, jonka valtalajina ovat havupuut ja

erityisesti kuuset tutkimuslinjan alavalla alueella (Kurjenrahkan kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma 2006). Sen sijaan Kappelinmäki ja Pohjolanmäki ovat lehtomaisempia ja maastonmuodoiltaan korkeampia. Tämä on osaltaan ristiriidassa aiemman tutkimustiedon kanssa, jonka mukaan kuusia esiintyy erityisesti alavissa, kosteissa elinympäristöissä (Esseen ym. 1997). Tikat saattavat kuitenkin suosia elinympäristöinä myös korkeita alueita, sillä korkea sijainti altistaa puita tuulenskaadoille, koska korkealla alueella tuulen vaikutus on voimakkaampi. Lisäksi kallioisessa maassa edafiset tekijät kuten ohut maakerros rajoittavat kasvien juurtumiskykyä. Erityisesti kuuset ovat alttiita tuulenskaadoille johtuen niiden pintaan keskittyvästä, sivusuunnassa kasvavasta ja siten heikommasta juurirakenteesta (Hardenbol ym. 2019). Sen lisäksi, että puita kaatuu juurineen, voivat puut katketa rungosta, sekä kaatuvat puut voivat vaurioittaa ympäröiviä puita. Katkenneet ja vaurioituneet puut houkuttelevat pohjantikkojen tärkeimpiä ravintohyönteisiä kuten kirjanpainajaa (Metsäkeskus 2025; Bütler ym. 2004). Myös haastavat kasvuolosuhteet kallioisessa maastossa voivat altistaa kuusia kuivuudelle, jolloin heikentyneet kuuset ovat alttiita kirjanpainajatuhoille (Metsäkeskus 2025) (kuva 28). Siten voidaan todeta, että korkeuden suosiminen voi selittyä voimakkaammalla häiriödynamikalla ja sen tarjoamalla ravinnon lähteellä.



Kuva 28. Kappelinmäen metsässä esiintyy paljon kuivuuden ja tuulen rasittamia kuusia, jotka ovat heikentyessään altistuneet kaarnakuoriaisinvaaasioille tarjoten ravintoa pohjantikoille. Kuva otettu avokallion päältä, johon tutkimuslinja rajautui. Kuva: Sara Konsell 2024.

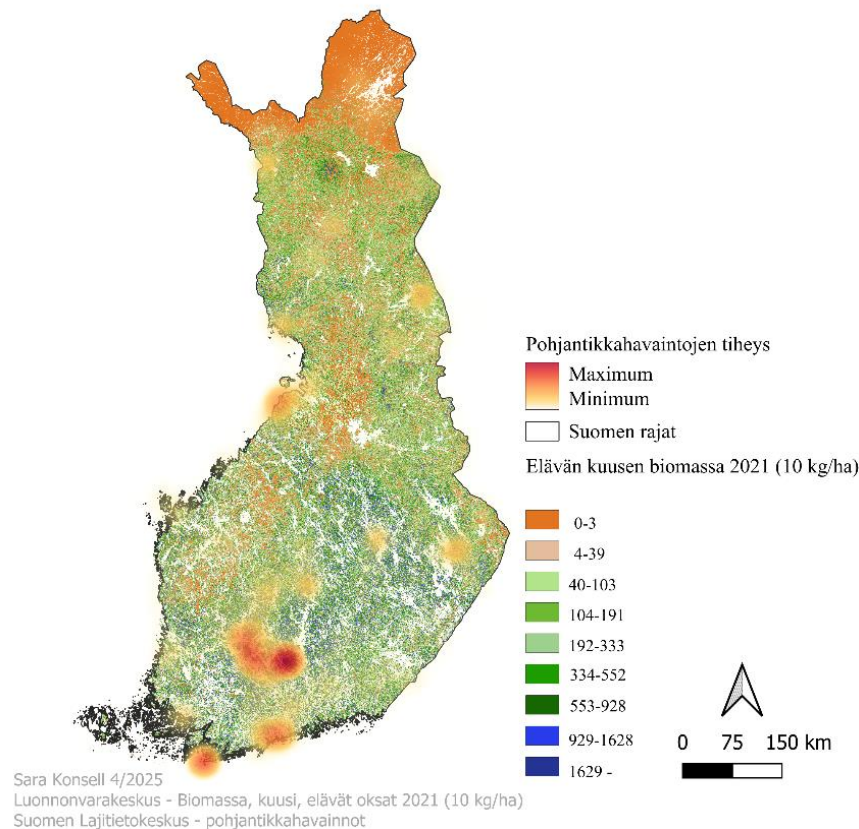
Kenttätöiden tulokset tarjoavat siten arvokasta paikallistason tietoa pohjantikan suosimista habitaateista erityisesti Lounais-Suomessa, mutta saatuja tuloksia voidaan heijastaa myös koko levinneisyysalueen tarkasteluun. Osa havainnoista on linjassa aiemman tutkimustiedon kanssa pohjantikasta ja sen elinympäristövaatimuksista, mutta myös uusia ehdotuksia habitaattien laadusta erityisesti Lounais-Suomessa on havaittavissa.

## 5.2 Habitaatin sopivuuteen ja uhanalaisuuteen vaikuttavat tekijät

Kaikissa malleissa hallitseva muuttuja oli väestö, mikä oli osaltaan odotettavissa. Tarkasteltaessa Suomen ja Quebecin levinneisyysalueiden tuloksia, voitaisiin pohjantikan todeta suosivan tiheään asuttuja alueita. Kuitenkin havaintoaineiston, tutkimusalueet ja tutkittavan lajin ominaisuudet huomioiden voidaan todeta, että sopivien habitaattien sijoittuminen tiheään asutuille alueille selittyy otantaharhalla eli havaintojen vinoutumisella. Otantaharha ilmenee erityisesti Suomen ja Quebecin tutkimusalueilla, jotka sisältävät suhteellisen harvaan asuttuja alueita. Havaintoja tehdään pääasiassa asutuskeskittymien alueilla, kuten eteläosissa ja rannikkoseuduilla, joissa väestötiheys on korkea ja saavutettavuus hyvä. Tämä korostaa kansalaiskerätyn aineiston haasteita, sillä pohjantikkahavaintoja on vain niiltä alueilta, joilla on havaitssijoita.

Suomessa pohjantikkojen levinneisyys noudattaa osittain kuusen levinneisyyttä, mutta Etelä-Suomessa havaintotiheys on korkea, vaikka se ei ole erityisen kuusivaltaista aluetta (kuva 29). Lisäksi Etelä-Suomen rannikko on hyvin tiheään asuttua sekä maa- ja metsätalospinta-alaa on paljon suhteessa luonnontilaisiin alueisiin: Etelä-Suomessa sijaitsee koko Suomen suojelualueista vain 5 % (Hyvärinen ym. 2019). Pohjantikkojen ja niiden habitaattien painottuminen ei ole yhtenevää aiemman tiedon kanssa, sillä pohjantikka on luokiteltu alueellisesti uhanalaiseksi juuri Etelä-Suomen hemiboreaalisen vyöhykkeellä, ja pohjantikkojen tiheyksien on todettu painottuvan Suomen itäosien suojelualueille (BirdLife Suomi ry 2025a; Virkkala & Rajasärkkä 2000). Toisaalta sopivia tikkahabitaatteja sijaitsee mallin mukaan Itä-Suomessa lähellä rajaa, jonne on painottunut suojelualueita huonommin tuottavien metsien takia (Virkkala & Rajasärkkä 2000; Hyvärinen ym. 2019). Lisäksi Itä-Suomen habitaatti sopii monille metsälajeille Venäjän puoleisten yhtenäisten metsäalueiden ansiosta. Alueet ovat osa Fennoskandian vihreää vyöhykettä, joka sisältää yhtenäisiä metsäalueita rajaseudun tarkan vartioinnin ja siten koskemattomuuden ansiosta (Terry ym. 2006). Toteutettu habitaattimalli on siis tunnistanut muuttujia oikein ja tehnyt myös luotettavia, todenmukaisia ennusteita ilman väestön vääristävää vaikutusta.

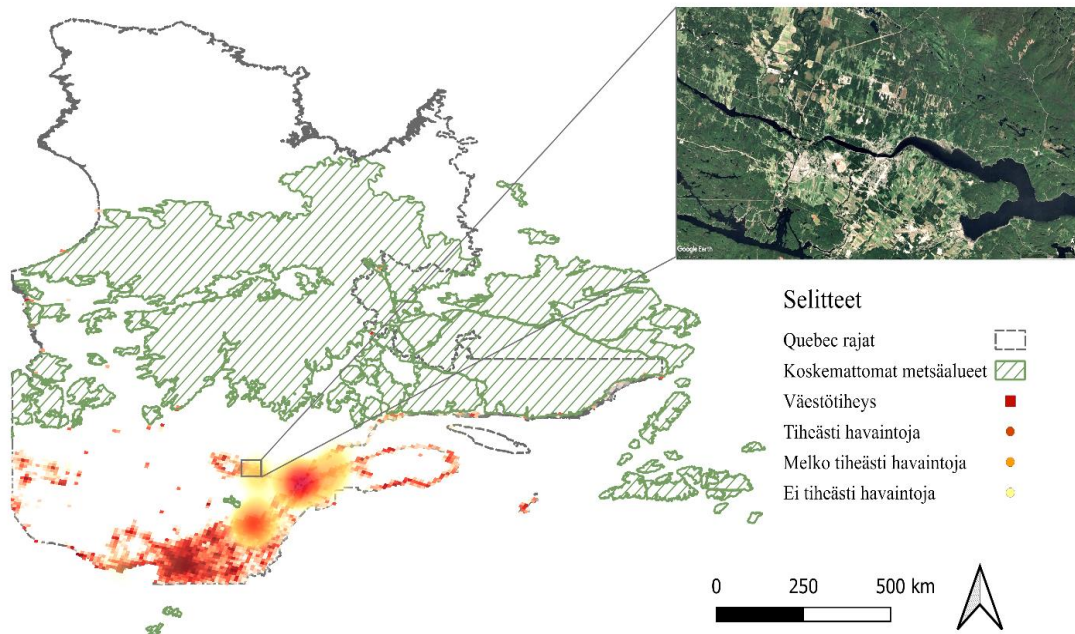
Kuusen biomassa suhteessa pohjantikkahavaintoihin  
Suomessa



Kuva 29. Pohjantikkahavaintojen keskittymät visualisoituna heat map -tekniikalla suhteessa kuusen biomassaan Suomessa (Luonnonvarakeskus 2023).

Quebecissä havaintojen ja väestötiheyden positiivinen korrelaatio on selkeä, mutta tämä ei välttämättä heijasta pohjantikan todellisia habitaattipreferenssejä. Esimerkiksi Saint-Jeanin järven ympäristössä, erityisesti Saguenayjoen yläjuoksun alueella, havaintotiheys on korkea. Alueella ei kuitenkaan ole suuria havumetsäalueita, vaan alue on tiheään asutettua ja alueella on paljon ihmistoiminnan vaikutusta (kuva 30). Havaintomäärän korostumista alueella selittää siten myös osaltaan suuri asukasmäärä ja havainnointialueiden saavutettavuus. Kartasta voidaan havainnoida myös koskemattomia metsäalueita, jotka habitaattimallin mukaan vaikuttavat voimakkaan negatiivisesti pohjantikkahabitaatteihin. Spatiaalisen tarkastelun perusteella voidaan kuitenkin todeta, että muuttujan asettuminen malliin selittyy sillä, että syrjäisillä, koskemattomilla metsäalueilla ei ole havainnointiaktiivisuutta eikä siten pohjantikkahavaintoja. Tämän perusteella malli tulkitsee metsäalueet negatiivisena muuttujana, vaikka todellisuudessa ne ovat todennäköisesti juuri ihanteellisia habitaatteja pohjantikoille Quebecin tutkimusalueella yhtenäisten ja koskemattomien havumetsien

ansiosta. Tämä havainto ilmentää hyvin kontekstin huomioimisen tärkeyttä habitaattimallien tulkinnassa.



Kuva 30. Pohjantikkahavaintojen keskittymät noudattavat asutuskeskittymien maantieteellistä sijaintia. Lisäksi kartta visualisoi tutkimusalueen suuren pinta-alan suhteessa väestömäärään, jolloin suuri osa alueesta kuten vaikeasti saavutettavat koskemattomat metsäalueet jäävät havainnoita, vaikka todellisuudessa tikkoja alueilla olisikin. Kartassa esitetty ilmakuva on Google Earth Pro:n historiallinen ilmakuva vuodelta 2020.

Kuten Suomen tapauksessa, pohjantikkahavainnot eivät sijoitu Quebecissä yhtenevästi havumetsävyöhykkeiden kanssa, vaan havaintoja painottuu lehti- ja sekametsävoittoisille alueille. Sveitsissä, jossa pohjantikat suosivat lähtökohtaisesti havupuuvaltaisia alppimetsiä, esiintyy osittain sama ilmiö. Alppimetsien lisäksi mallissa sopivana habitaattina korostuu Sveitsin luoteisosan Jura-alue. Juran puulajikoostumus ei vastaa pohjantikkojen tunnettuja habitaattivaatimuksia, sillä Jura on Sveitsin ainoa biogeografinen alue, jossa kuusi ei ole vallitseva puulaji, vaan pyökki (Angst 2012). Juran alueella sijaitseva vuoristoinen maasto voi kuitenkin selittää havainnot ja sopivan habitaatin ennusteen, jos viileämmällä vuoristoalueella esiintyy alueellisesti havupuuvaltaisia metsiä. Kaikilla levinneisyysalueilla on mallien mukaan yhtenäistä se, etteivät sopivat habitaatit ole välttämättä havupuuvaltaisia.

Sveitsin tulos poikkeaa väestön osalta kahdesta muusta alueesta, sillä väestötiheys ei vääristä Sveitsin mallia tai luo otantaharhaa yhtä voimakkaasti kuin Suomessa ja Quebecissä. Malli on ennustanut alavat alueet sopimattomiksi habitaateiksi, vaikka Sveitsin suurimmat

asumiskeskittymät kuten Bern, Geneve, Zurich, Basel ja Lausanne sijaitsevat siellä (World Population Review 2025). Siten havaintoaineistot eivät ole riippuvaisia väestön tiheydestä. Väestön merkitsevyys mallissa perustuu yksinkertaisesti siihen, että tiheään asutussa ja pinta-alaltaan pienemmässä Sveitsissä suurin osa rasterisoluista saa arvoja, koska asumattomia alueita ei Sveitsissä juurikaan ole, ja toisaalta asutuskeskittymät eivät sijaitse tikkojen suosimissa vuoristometsissä.

Metsän peitteisyyden väheneminen on negatiivisesti vaikuttava tekijä lähes kaikissa malleissa, mutta erityisesti Suomessa sen vaikutus korostuu. Suomessa avohakkuiden tunnetut biodiversiteettihaitat tukevat mallin tuloksia, jossa metsäpeitteen väheneminen on habitaatin sopivuutta voimakkaasti laskeva tekijä. Avohakkuut laskevat habitaatin sopivuutta, sillä verrattuna luontaisiin häiriöihin alueelle ei jää tikkojen vaatimia habitaattipiirteitä kuten lahoppuustoa (Asplund ym. 2024). Myös Quebecissä metsäpeitteen vähenemisen vaikutus on negatiivinen kaikkien muuttujien mallissa, ja Sveitsissä metsäpeitteen vähenemisen vaikutus on negatiivinen metsämuuttujilla toteutetussa mallissa. Kuitenkaan tulos ei ole yksiselitteinen: Sveitsin kaikkien muuttujien mallissa metsäpeitteen vähenemisellä on positiivinen vaikutus malliin, ja Quebecin metsämuuttujien mallissa metsän peitteisyyden vaikutus ei ole lineaarisen positiivinen, vaan käyrä on yksihuippuinen. Quebecin ja Sveitsin metsänkäsittelytavat poikkeavat osaltaan Suomessa yleisistä metsänkäsittelytavoista, sillä Sveitsissä metsänkäsittely perustuu poimintahakkuihin ja jatkuvapeitteiseen metsätalouteen (Bütler ym. 2004; Angst 2012). Quebecissä metsänkäsittelyssä pyritään mukailemaan luontaisia häiriöitä puiden hakkuu- ja kiertoajoissa sekä jäljelle jäävän metsikön rakenteessa muun muassa suosimalla luontaista uudistamista istutusten sijaan (MacLean ym. 2022; Kim ym. 2025). Pohjantikka saattaa siten pystyä hyödyntämään näillä alueilla myös metsätalouden luomia avoimempia ympäristöjä, koska metsiä käsitellään luonnonmukaisemmin.

Mallien mukaan reunavaikutus eli metsien ja muun maankäyttömuotojen välisen rajapinnan määrä on melko vähän merkitsevä muuttuja, mutta se voi silti kertoa alueiden metsänkäsittelyn eroista. Suomessa reunavaikutus vaikuttaa malliin aina negatiivisesti, mikä on linjassa avohakkuiden negatiivisen vaikutuksen kanssa: avohakkuut muodostavat liian jyrkkiä reunoja ja ovat epäsuotuisia alueita myös häiriöihin sopeutuneelle pohjantikalle. Metsäpeitteen vähenemisen ja reunavaikutuksen välillä saattaa myös vallita korrelaatio, sillä reunaa voi esiintyä todennäköisemmin hakkuuaukkojen läheisyydessä. Sekä Quebecissä että Sveitsissä reunavaikutus on osin positiivinen muuttuja ja siten habitaattia parantava tekijä. On

mahdollista, että pohjantikat kykenevät hyödyntämään alueiden erilaisen metsänkäsittelyn luomia reuna-alueita sekä luonnollisia häiriöaloja paremmin kuin avohakkuupainotteisessa Suomessa, jossa myös luonnollisten, laajojen häiriöiden määrä on vähäinen.

Korkeuden kasvu vaikuttaa Suomen MaxEnt-mallin mukaan positiivisesti pohjantikkahabitaatteihin. Tämä habitaattimallin tulos tukee kenttätöissä ilmennyttä havaintoa, jonka mukaan kaksi kolmesta pohjantikkahabitaatista sijaitsi topografialtaan korkeilla alueilla alavien alueiden sijaan. Siten tulos tukee käsitystä siitä, että korkeilla alueilla kuusissa esiintyvät tuuli- ja kuivuusstressi voivat lisätä habitaatin sopivuutta pohjantikoille erityisesti ravinnonsaannin kautta. Suomen habitaattimallin tuloksissa suojelualueet ovat kaikkien muuttujien mallissa positiivisesti vaikuttava tekijä, mutta metsämuuttujien mallissa habitaatin sopivuutta heikentävä tekijä. Heikentävä vaikutus voi selittyä aineiston ominaisuuksilla, sillä aineisto sisältää metsäisten suojelualueiden lisäksi myös muiden kasvillisuustyyppien kuten kosteikkojen ja soiden suojelualueita, jotka eivät ole pohjantikkajien elinympäristövaatimuksiin sopivia. Kuitenkin koskemattomat metsäalueet säilyvät kaikissa Suomen malleissa elinympäristöä parantavina tekijöinä, jolloin koskemattomien metsäalueiden ominaisuudet saattavat vastata jopa paremmin pohjantikan elinympäristövaatimuksia. Paikallistason havainnoinnissa kaikki pohjantikkahabitaatit sijaitsivat poikkeuksetta luonnonsuojelualueilla, mikä voi indikoida suojelualueiden merkityksestä erityisesti Etelä-Suomessa, jossa sopivia habitaatteja eli yhtenäisiä havumetsäalueita on vähän. Lisäksi levinneisyysaluetason habitaattimalleissa on havaittavissa lehtipuuvaltaisuutta kuten myös Lounais-Suomen pohjantikkametsissä, mutta tämä havainto saattaa levinneisyysaluetason tarkastelussa selittyä myös otantaharhan vaikutuksella.

Sveitsissä korkeus on odotetusti dominoiva muuttuja habitaattimallissa, sillä pohjantikkajien suosimia havupuuvaltaisia alppimetsiä esiintyy vasta topografialtaan korkeammassa ympäristössä. Tämä topografinen sidonnaisuus tekee Sveitsin pohjantikkapopulaatioista erityisen haavoittuvia, sillä niiden elinympäristöt ovat voimakkaasti rajautuneita. Mallinnuksen tulokset viittaavat siihen, että metsäpeitteen väheneminen ja hakkuut heikentävät Sveitsin tikkahabitaatteja, ja siten hakkuiden leviäminen vuoriston alppimetsiin olisi pohjantikalle kriittinen uhkatekijä, koska sillä ei ole mahdollisuutta siirtyä korvaaville alueille. Toisaalta suojelualueilla ja tikkahabitaateilla on Sveitsissä selkeä positiivinen yhteys, mikä tukee sitä, että suojelutoimet voivat merkittävästi edistää lajin säilymistä. Lisäksi ilmastonmuutos saattaa muodostaa pohjantikalle erityisen uhan Sveitsissä, sillä mallin

perusteella habitaattien sopivuus laskee lämpötilan noustessa. Jos ilmaston lämpeneminen jatkuu ja alpiiniset havupuumetsät korvautuvat lehtipuilla, pohjantikalle sopivat elinympäristöt saattavat kadota lähes kokonaan. Toisaalta myös Suomessa ja Quebecissä ilmaston lämpeneminen voi vaikuttaa negatiivisesti pohjoisten metsälajien kuten myös pohjantikan levinneisyyteen, koska ilmastonmuutoksen odotetaan olevan maailmanlaajuisesti voimakkainta boreaalisisä biomissa, jossa ilmaston lämpeneminen ajaa lajeja kohti korkeampia leveyspiirejä (Virkkala ym. 2023). Lisäksi Suomessa on havaittu ilmastonmuutoksella ja avohakkuilla olevan negatiivinen vaikutus lintukantoihin (Virkkala ym. 2023). Siten tulokset tukisivat jo tunnistettuja uhanalaisuustrendejä erityisesti Suomen alueella.

### **5.3 Avoimen aineiston kattavuus ja laatu**

Avoin aineisto havainnoista ja muuttujista oli riittävää tutkimuksen toteuttamiseen, eikä esimerkiksi muuttujia tai tutkimusalueita tarvinnut jättää pois analyysistä aineiston puutteen vuoksi. Myös havaintoaineistoa oli saatavilla kaikkiin tutkimuksen tarpeisiin. Kuitenkin aineiston kattavuudessa, saatavuudessa ja laadussa oli huomattavia alueellisia eroja. Havaintoaineiston haasteita esiintyi jo kenttätyökohteiden valintavaiheessa. Kerätessä havaintoaineistoa kenttätöitä varten, havaintoaineistossa korostui joitain tulkintaa vaikeuttavia tai aineiston luotettavuutta heikentäviä tekijöitä. Vuoden 2020 koronakevään aiheuttama havaintopiikki oli havaintomäärissä huomattava. COVID-19 pandemia aiheutti Suomessa laajoja toimenpiteitä, jotka rajoittivat muun muassa julkisia kokoontumisia, lähiopetusta- ja työntekoa sekä useiden vapaa-ajan palveluiden käyttöä (Valtioneuvosto 2020). Tämä sulkutila on saattanut lisätä ulkoiluaktiivisuutta ja siten lintujen havainnointia ja havaintojen merkitsemisaktiivisuutta, koska vapaa-aikaa on ollut enemmän muiden elämän osa-alueiden rajoittuessa. Vuoden 2020 keväällä rajaamalla aikavälillä havaintoja on yhteensä 104, kun taas vuosina 2021–2024 havaintoja on noin 10 kappaletta per vuosi, eli ero havaintomäärissä on merkittävä (liite 1). Siten havainnot eivät ole temporaalisesti yhteneviä, vaan otantatarhaa esiintyy havaintojen ajallisessa kattavuudessa.

Levinneisyysaluetasolla toteutettujen habitaattimallien AUC-arvot olivat pääosin riittävällä tasolla luotettavaa analyysiä varten. Kuitenkin oli havaittavissa, että kaikkien mallien AUC-arvot laskivat, kun malli huomioi vain metsämuuttujat. Tämä on osaltaan odotettavissa, sillä mitä vähemmän ja suppeampia tietoja MaxEnt-mallin kaltaiselle ennustemallille syöttää, sitä vähemmän mallin oppimista tapahtuu, ja mallilla on siten vähemmän mahdollisuuksia

rakentaa ennustemalli. Toisaalta AUC-arvojen lasku voi kertoa myös siitä, että metsämuuttujat eivät kykene selittämään habitaatin sopivuutta yhtä hyvin, jos levinneisyyttä säätelevät voimakkaasti muut muuttujat kuten väestö tai korkeus. Lisäksi osa muuttujista saattaa olla keskenään kollineaarisia eli keskinäisesti riippuvaisia, jolloin yhden muuttujan poistaminen voi vaikuttaa toisen merkitsevyyteen ja painoarvoon mallissa.

Muuttujien aineistot oli valittava niin, että aineistot olivat saatavilla avoimista tietolähteistä sekä tasapuolisesti kaikista tutkimusalueista. Tämä johti siihen, että erityisen spesifejä muuttujia ei kyetty analyysiin sisällyttämään, vaan muuttujat olivat melko generisiä. Toteutettujen kenttätöiden perusteella esimerkiksi puulaji, puuston ikä, lahopuumäärä ja puuston rinnan ympärysmitta ovat pohjantikkahabitaattien tarkastelun kannalta keskeisiä muuttujia. Vaikka osa näistä muuttujista olisi ollut saatavilla Suomen alueelta, ei vastaavia tietokantoja löytynyt Quebecin ja Sveitsin alueilta, jolloin muuttujia ei voitu analyysiin sisällyttää, vaikka ne olisi tiedetty tutkimuksen kannalta keskeisiksi. Vaikka tavoitteena oli valita muuttujia, joiden aineistot olisivat saatavilla samanlaisina ja mielellään samasta tietokannasta kaikilta alueilta, ei tässä onnistuttu kaikkien muuttujien osalta. Esimerkiksi koskemattomien metsäalueiden aineisto oli luokitukseltaan liian jyrkkä Suomeen ja Sveitsiin. Sama aineisto käyttäytyi Quebecin alueella myös odottamattomasti, jolloin malli tunnisti muuttujan virheellisesti pohjantikkahabitaatteja merkittävästi heikentäväksi muuttujaksi.

Tämä ilmiö on vahvasti kytköksissä havaintoaineiston tyypillisiin haasteisiin eli otantaharhaan. Otantaharha oli voimakas erityisesti Suomen ja Quebecin alueilla, koska alueilla on harvaan asuttuja seutuja ja toisaalta selkeitä asutuskeskittymiä, jolloin myös havainnoijat ja siten havainnot jakautuvat alueellisesti epätasaisesti. Sveitsin aineistossa tätä ongelmaa ei havaittu yhtä vahvasti, vaan malli tunnisti tiheään asutut alueet sopimattomiksi habitaateiksi. Tämä vastaa hyvin pohjantikan todellista esiintymistä, sillä laji suosii alppimetsiä eikä alavia, lehtipuuvaltaisia seutuja. Kuitenkin Sveitsin pohjantikkahavaintoaineisto avoimista tietolähteistä oli riittämätöntä. Jotta Sveitsistä saatiin tuotettua luotettava ja vertailukelpoinen analyysi, oli havaintoaineistossa turvauduttava Sveitsin sisäiseen, suljettuun tietolähteeseen. Siten avoin havaintoaineisto ei ollut riittävää kaikista tutkimusalueista. Vaikka aineistoissa oli havaittavissa ongelmia esimerkiksi saatavuudessa ja laadussa, niin analyysit kyettiin toteuttamaan lähes samoilla muuttujilla kaikilla alueilla. Lisäksi tutkimuksen vahvuutena on se, että kaikille alueille ja aineistoille

toteutettiin samat analyysit, mikä mahdollisti analyysin kannalta luotettavan alueellisen vertailun.

Jotta vastaava kansainvälinen tarkastelu esimerkiksi habitaattimalleilla olisi vielä luotettavampaa, tulisi globaaleja tietokantoja esimerkiksi metsien tilaa käsittelevistä muuttujista kehittää tarkemmiksi ja yhtenäisemmiksi. Tämä tilanne saattaa parantua lähivuosina teknologian kehittyessä ja tutkimustiedon lisääntyessä. Myös havaintoaineiston laatua tulisi kehittää. Tutkimuksessa havaittiin, että havaintojen kirjaaminen GBIF:n kaltaisiin globaaleihin tietokantoihin on osaltaan puutteellista: esimerkiksi Sveitsistä kattavaa ja laadukasta kansalaiskerättyä havaintoaineistoa oli olemassa, mutta sitä ei ollut vain saatavilla kansainvälisestä, avoimesta tietokannasta. Kansalaiskerätyssä havaintoaineistossa tulisi pyrkiä minimoimaan alueellinen otantaharha suuntaamalla havainnointia myös harvaan asutuille ja vaikeakulkuisille alueille. Tämä ei kuitenkaan aina ole realistista, jolloin otantaharha on osa havaintoaineiston ominaisuuksia ja sen vaikutus on siten huomioitava aineiston käytössä. Tutkimus osoittaa, että vaikka esimerkiksi yleisimpiä metsämuuttujia käsitteleviä aineistoja on saatavilla kansainvälisesti, niin olisi aineistojen laadussa ja erityisesti saavutettavuudessa ja yhteneväisyydessä kehittämispotentiaalia. Tämä on erityisen tärkeää, sillä erilaisten ympäristömuuttujien aineistot sekä kansalaiskerätty havaintoaineisto ovat keskeinen osa lajien uhanalaistumisen tutkimusta ja siten myös suojelutyötä.

## 6 Johtopäätökset

Tutkimuksen ensimmäisenä tavoitteena oli selvittää, millaisia elinympäristöjä pohjantikat suosivat Lounais-Suomen metsissä. Lounais-Suomen pohjantikkametsille yhteisiä piirteitä on metsien kuusivaltaisuus, joissa lahopuumäärät, erityisesti kuolleen pystypuun määrät ja järeiden puiden määrät ovat korkeita suhteessa kokonaispuustoon. Tämä selittyy myös alueiden suojelustatuksella ja siten metsien luonnonmukaisuudella. Osa kohteista sijaitsee korkeassa maastossa, joissa tuuli ja kuivuus altistavat puita vaurioille, lisäten niiden arvoa pesä- ja ravintokohteina. Havaintoa korkeiden habitaattien suosimisesta tukee myös Suomen alueella toteutettu habitaattimallinnus. Lehtipuiden osuus kohteissa oli kuusivaltaisuudesta huolimatta ajoittain korkea, mikä selittyy pääosin alueiden eteläisellä sijainnilla, jossa kuusimetsiä on vähemmän tarjolla.

Lisäksi tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, millaisia elinympäristövaatimuksia pohjantikalla on levinneisyysalueen viileissä metsissä, ja tunnistaa tämän perusteella mahdollisia uhanalaisuuden ajureita. Metsäpeitteen väheneminen heikensi elinympäristöjen sopivuutta kaikilla alueilla, mutta erityisesti Suomessa vaikutus oli voimakas. Tämä indikoi Suomen avohakkuupainotteiseen metsienkäsittelyyn, eli pohjantikat kärsivät metsien vähenemisestä ja erityisesti intensiivisestä metsätaloudesta. Sveitsin poimintahakkuut ja Quebecin metsien luontainen uudistaminen voivat sen sijaan tarjota sopivia elinympäristöjä metsänkäsittelystä huolimatta. Kuitenkin voimakas metsäpeitteen väheneminen on uhanalaisuutta edistävä tekijä koko lajin viileän vyöhykkeen levinneisyysalueella, vaikka pohjantikka onkin erilaisiin häiriöihin sopeutunut metsälaji.

Metsien peitteisyys, koskemattomat metsäalueet sekä suojelualueet parantavat elinympäristöjen sopivuutta lähes kaikissa malleissa. Pohjantikkojen voidaan todeta olevan herkkiä elinympäristömuutoksille kuten avohakkuille, sillä niiden habitaattipreferenssit ovat sellaisia, joita intensiivinen metsätalous ja muut maankäytön muutokset voivat merkittävästi heikentää. Metsien suojelu ja laajojen, yhtenäisten metsäalueiden säilyminen on siten tärkeää lajin säilymiselle, ja niiden väheneminen voi olla yksi uhanalaisuutta kiihdyttävä tekijä.

Lisäksi erityisesti alpiinisella levinneisyysalueella ilmastonmuutoksesta seuraava ilmaston lämpeneminen voi olla potentiaalinen uhanalaisuuden ajuri pohjantikoille. Pohjantikat reagoivat tulosten mukaan alpiinisella levinneisyysalueella negatiivisesti lämpötilan nousuun,

ja niiden suosimia metsiä rajoittaa korkeus. Ilmaston lämpeneminen voi kaventaa niiden elinalueita, eikä niillä ole alueella sopivia elinympäristöjä, joihin levittäytyä.

Lisäksi arvioin avoimen aineiston soveltuvuutta uhanalaisuuden ajureiden alueelliseen tarkasteluun. Aineisto osoittautui pääosin riittäväksi, mutta haasteita ilmeni erityisesti riittävän tarkkojen ja alueellisesti kattavien muuttujien löytämisessä. Lisäksi havaintoaineistossa esiintyi otantaharhaa, eikä kaikki käytetty havaintoaineisto ollut avoimesti saatavilla. Näin ollen tutkimus nostaa esiin kehittämistarpeita erityisesti tarkempien muuttujien avoimessa saatavuudessa sekä havaintoaineistojen saavutettavuudessa ja laadussa. Tämä olisi erityisen tärkeää lajien uhanalaistumistrendien tarkastelussa ja siten suojelutyössä.

## Kiitokset

Haluan kiittää Quebecin yhteyshenkilö Junior A. Tremblayta (*Research Scientist at Environment and Climate Change Canada and Invited Professor at Université Laval*) ja Sveitsin yhteyshenkilö Thibault Lachatia (*Professor at Bern University of Applied Sciences*) arvokkaasta avusta tutkimusasetelman ideoinnissa, paikallisen tiedon tarjoamisessa sekä aineistojen käyttöönotossa.

Erityiskiitos Samuel Wechslerille (*Group Leader at Swiss Ornithological Institute*) Sveitsin paikallisen havaintoaineiston käyttöönoton mahdollistamisesta.

Kiitos ohjaajilleni asiantuntevasta ja sitoutuneesta ohjaamisesta koko graduprosessin ajan, sekä kiitos kenttätöiden avustamisesta kannustaville kanssaopiskelijoilleni.

## **Tekoälyn käyttö**

Generatiivista tekoälyä on hyödynnetty apuvälineenä kielenhuollossa sekä virhekoodien jäljittämässä.

## Lähteet

- Angst, M. (2012). Integration of Nature Protection in Swiss Forest Policy. INTEGRATE Country Report for Switzerland. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.19050.11207>
- Asplund, J., Nordén, J., Kjønnaas, O. J., Madsen, R. L., Lunde, L. F., Birkemoe, T., Ronold, E. K., Norkute, M., Jansson, K. U., Karlsen, D. P., Sverdrup-Thygeson, A., Skrede, I., Methlie, I. H., Maurice, S., Botten, U. G., Krok, R. J., Kauserud, H. & Nybakken, L. (2024). Long term effects of forest management on forest structure and dead wood in mature boreal forests. *Forest Ecology and Management* 572. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122315>
- Baston, D. (2023). Exactextractr: Fast Extraction from Raster Datasets using Polygons. R package version 0.10.0. <https://CRAN.R-project.org/package=exactextractr> 25.2.2025.
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P. & Grebner, D. L. (2017). *Forest Management and Planning*. 2. p. Academic Press.
- Bingham, H. C., Deguignet, M., Lewis, E., Stewart, J., Juffe-Bignoli, D., MacSharry, B., Milam, A. & Kingston, N. (2019). User Manual for the World Database on Protected Areas and world database on other effective area based conservation measures. 1.6.2019. [http://wcmc.io/WDPManual\\_Manual](http://wcmc.io/WDPManual_Manual) 17.4.2025.
- Birdlife International (2024). Species factsheet: Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. DataZone by BirdLife. 5.4.2025.
- BirdLife Suomi ry (2025a). Suomessa alueellisesti uhanalaiset lintulajit. <https://www.birdlife.fi/suojelu/lajit/uhanalaisuus/alue/> 5.5.2025.
- BirdLife Suomi ry (2025b). Järjestö. <https://www.birdlife.fi/jarjesto/> 5.3.2025.
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. & Schlaepfer, R. (2004). Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119(3) 305–318. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.014>
- Brunsdon, C., Lu, B. & Chen, H. (2024). GISTools: Further Capabilities in Geographic Information Science. R package version 1.0–2. <https://CRAN.R-project.org/package=GISTools> 28.3.2025.
- Cadieux, P., Drapeau, P., Ouellet-Lapointe, U., Leduc, A., Imbeau, L., Deschênes, R. & Nappi, A. (2023). Old forest structural development drives complexity of nest webs in a naturally disturbed boreal mixedwood forest landscape. *Frontiers in Forests and Global Change* 6. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1084696>
- Chelsa Climate (2025). CHELSA – Free climate data at high resolution. <https://chelsa-climate.org/> 17.4.2025.

- CornellLab of Ornithology (2025). American Three-toed Woodpecker Photo Gallery.  
[https://www.allaboutbirds.org/guide/American\\_Three-toed\\_Woodpecker/photo-gallery](https://www.allaboutbirds.org/guide/American_Three-toed_Woodpecker/photo-gallery)  
 1.5.2025.
- De Rigo, D., Houston Durrant, T., Caudullo, G. & Barredo, J. I. (2016). European forests: an ecological overview. Teoksessa *European Atlas of Forest Tree Species*.  
[https://www.researchgate.net/publication/314952542\\_European\\_forests\\_an\\_ecological\\_overview](https://www.researchgate.net/publication/314952542_European_forests_an_ecological_overview)
- Esseen, P., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46  
 16–47. [https://www.researchgate.net/publication/257104154\\_Boreal\\_forests](https://www.researchgate.net/publication/257104154_Boreal_forests)
- Fayt, P. (2003). Population ecology of the three-toed woodpecker under varying food supplies.  
 Väitöskirja. Joensuun yliopisto. Biologian laitos. 21.
- Gagné, C., Imbeau, L. & Drapeau, P. (2007). Anthropogenic edges: Their influence on the american three-toed woodpecker (*Picoides dorsalis*) foraging behaviour in managed boreal forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* 252(1–3) 191–200.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.039>
- GBIF: Data quality requirements. <https://www.gbif.org/data-quality-requirements> 4.2.2025.
- GBIF: What is GBIF? <https://www.gbif.org/what-is-gbif> 4.2.2025.
- Graves, J. & Reavey, D. (1996). Global environmental change – plants, animals and communities.  
 Longman Group Limited, England.
- Hansen, M. C., Potapov, R., Moore, M., Hancher, S. A., Turubanova, A., Tyukavina, D., Thau, S. V., Stehman, S. J., Goetz, T. R., Loveland, A., Kommareddy, A., Egorov, L., Chini, Justice, C. O. & Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*. 342. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hanski, L. (2007). *Kutistuva maailma: elinympäristöjen häviämisen populaatioekologiset seuraukset*.  
 Gaudeamus, Helsinki.
- Hardenbol, A. H., Pakkala, T. & Kouki, J. (2019). Persistence of a keystone microhabitat in boreal forests: Cavities of Eurasian Three-toed Woodpeckers (*Picoides tridactylus*). *Forest Ecology and Management* 450. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117530>
- Hesselbarth, M. H. K., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K. & Nowosad, J. (2019).  
 Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* 42  
 1648–1657. <http://dx.doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Hijmans, R., Phillips, S., Leathwick, J. & Elith, J. (2024). Dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.3–16. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.dismo> 25.2.2025.

- Hijmans R. (2025a). Terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.8–15.  
<https://CRAN.R-project.org/package=terra> 25.2.2025.
- Hijmans R. (2025b). Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.6–31. <https://CRAN.R-project.org/package=raster> 25.2.2025.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U. (2019). *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Introduction to the viridis color maps (2024). The Comprehensive R Archive Network. 28.1.2024.  
<https://cran.r-project.org/web/packages/viridis/vignettes/intro-to-viridis.html> 2.2.2025.
- Imbeau, L. & Desrochers, A. (2002). Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management* 164(1–3) 249–256. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00598-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00598-9)
- Imbeau, L., Mönkkönen, M. & Desrochers, A. (2001). Long-term effects of forestry on birds of the eastern canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15(4) 1151–1162. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041151.x>
- Johnston, A., Hochachka, W. M., Strimas-Mackey, M. E., Ruiz Gutierrez, V., Robinson, O. J., Miller, E. T., Auer, T., Kelling, S. T. & Fink, D. (2020). Analytical guidelines to increase the value of citizen science data: using eBird data to estimate species occurrence. *Diversity and Distributions* 27(7) 1265–1277. <https://doi.org/10.1111/ddi.13271>
- Karger, D. K., Conrad, O., Böhrer, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R., Zimmermann, N. E., Linder, H. P. & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4(1). <http://dx.doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Kebrle, D., Zasadil, P., Hošek, J., Barták, V. & Šťastný, K. (2021). Large trees as a key factor for bird diversity in spruce-dominated production forests: Implications for conservation management. *Forest Ecology and Management* 496.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119460>
- Kim, S., Bergeron, Y., Raymond, P., Thiffault, N. & Montoro Girona, M. (2025). Natural regeneration 18 years after experimental silvicultural treatments in Canadian boreal forests. *Forest Ecology and Management* 585. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122655>
- Knaus, P., Antoniazza, S., Wechsler, S., Guélat, J., Kéry, M., Strebel, N. & Sattler, T. (2018). Swiss breeding bird atlas 2013–2016. Distribution and population trends of birds in Switzerland and Liechtenstein. Swiss Ornithological Institute.

- Kuntze, K. (2025). Re: [Hallitus] [Turun Lintutieteellinen Yhdistys ry] Uusi vastaus lomakkeelle sivulla Yhdistys. Henkilökohtainen sähköpostiviesti S. Konsellille. 24.3.2025.
- Kuokkanen, P. (1997). *Pinta-alan, maiseman ja habitaattirakenteen merkitys vanhojen metsien lintuyhteisöille*. Metsähallituksen Luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 73. Edita ja Metsähallitus.
- Kurjenrahkan kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma (2006). Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja C 1. Edita ja Metsähallitus. Painotalo Casper Oy.
- Kuuluvainen, T. (2002). Introduction - Disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica* 36(1) 5–11.
- Kuusela, S., Annala, M., Kontula, T., Leikola, N., Määttä, A., Virkkala, R. & Virtanen, E. (2022). *Kohti kattavaa suojelualueverkostoa - Luonnon monimuotoisuuden turvaamisen painopisteet Suomessa*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 18/2022. <http://hdl.handle.net/10138/344399>
- Lamminen, K. (2024). *Metsien monimuotoisuus*. Otavan kirjapaino, Keuruu.
- Lehtiniemi, T. (2022). Mitä näkyi ennen ja mitä näkyy nyt? *Linnut vuosikirja 2022*.
- Luonnonvarakeskus (2023). Avoimien aineistojen tiedostopalvelu. Biomassa, kuusi, elävät oksat 2021 (10 kg/ha). 16.8.2023. <https://kartta.luke.fi/> 15.4.2025.
- Maa- ja metsätalousministeriö (2024). Metsätalous. Metsänhoito ja hakkuut Suomessa -dokumentti. 6.6.2024. <https://mmm.fi/metsat/metsatalous> 5.5.2025.
- Maanmittauslaitos (2013). Korkeusmalli 25 m. Suomen ympäristökeskuksen paikkatiedot ja kaukokartoitus. 4.9.2013. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/korkeusmalli-25-m> 3.3.2025.
- Maanmittauslaitos (2010). Suomen valtakunnanrajat. <https://www.maanmittauslaitos.fi/valtakunnanrajat> 5.1.2025.
- Maclean, D. A., Taylor, A. R., Neily, P. D., Steenberg, J. W. N., Basquill, S. P., Quigley, E., Boone, C. K., Oikle, M., Bush, P. & Stewart, B. (2022). Natural disturbance regimes for implementation of ecological forestry: a review and case study from Nova Scotia, Canada. *Canadian Science Publishing* 30(1). <https://doi.org/10.1139/er-2021-0042>
- Mercker, D. & Yang, S. I. (2022). A simple guide to common forest measurements. University of Tennessee Institute of Agriculture.
- Metsähallitus (2023). Kurjenrahkan kansallispuisto. Luontoon.fi. <https://www.luontoon.fi/fi/kohteet/kurjenrahkan-kansallispuisto> 23.3.2025.

- Metsähallitus (2025). Seitsemisen kansallispuisto. Luontoon.fi.  
<https://www.luontoon.fi/fi/kohteet/seitsemisen-kansallispuisto> 27.5.2025.
- Metsäkeskus (2025). Kirjanpainaaja. <https://www.metsakeskus.fi/fi/metsan-kaytto-ja-omistus/metsanhoito-ja-hakkuut/tuhot-metsissa/kirjanpainaaja> 25.4.2025.
- Metsäntutkimuslaitos (2010). Metsätilastollinen vuosikirja 2010 (toim. Ylitalo, E.).  
 Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2265-4>
- Mikusiński, G. (2006). Woodpeckers: Distribution, conservation, and research in a global perspective. *Annales Zoologici Fennici* 43(2).  
[https://www.researchgate.net/publication/228630365\\_Woodpeckers\\_Distribution\\_conservation\\_and\\_research\\_in\\_a\\_global\\_perspective](https://www.researchgate.net/publication/228630365_Woodpeckers_Distribution_conservation_and_research_in_a_global_perspective)
- Mori, A. S., Lertzman, K. P & Gustafsson, L. (2017). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology* 54(1) 12–17. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12669>
- Neuvonen, M., Lankia, T., Kangas, K., Koivula, J., Nieminen, M., Sepponen, A.-M., Store, R. & Tyrväinen, L. (2022). Luonnon virkistyskäyttö 2020. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 41/2022. Luonnonvarakeskus, Helsinki.
- Opendata.swiss (2024). SwissBOUNDARIES3D National Boundaries. 18.12.2024.  
<https://opendata.swiss/en/dataset/swissboundaries3d-landesgrenzen> 4.12.2024.
- OpenTopography (2021). USGS 1 arc-second Digital Elevation Model. 18.6.2021.  
<https://portal.opentopography.org/dataset/Metadata?otCollectionID=OT.012021.4269.2>  
 2.3.2025.
- OpenTopography (2015). Copernicus GLO-90 Digital Elevation Model.  
<https://portal.opentopography.org/raster?jobId=rt1741252169977> 2.3.2025.
- Oppia ja tietoa Tiiran käytöstä (2013). Turun Lintutieteellinen Yhdistys ry. *Ukuli* 44(2) 19–27.
- Pakkala, T., Hanski, I. & Tomppo, E. (2002). Spatial ecology of the Three-Toed Woodpecker in managed forest landscapes. *Silva Fennica* 36(1) 279–288.  
<https://doi.org/10.14214/sf.563>
- Pasanen, H. (2017). Ecological effects of disturbance-based restoration in boreal forests. *Dissertationes Forestales* 244. <http://dx.doi.org/10.14214/df.244>
- Pasanen, H., Siitonen, J., Yläanne, M. & Saaristo, L. (2022). *Selvitys lahoppuuston yhtenäisestä arviointimenetelmästä metsäalan toimijoita varten*. Tapion raportteja nro 49.

- Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10(1) 439–446.
- Pebesma, E. (2024). Lwgeom: Bindings to Selected 'liblwgeom' functions for Simple Features. R package version 0.2–14. <https://CRAN.R-project.org/package=lwgeom> 25.2.2025.
- Phillips, S., Anderson, R. & Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3–4) 231–259.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Potapov, P., Hansen, M. C., Laestadius L., Turubanova S., Yaroshenko A., Thies C., Smith W., Zhuravleva I., Komarova A., Minnemeyer S. & Esipova, E. (2017). The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Conservation biology* 3(1). <http://advances.sciencemag.org/content/3/1/e1600821>
- Roberge, J. M. & Angelstam, P. (2006). Indicator species among resident forest birds – A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation* 130(1) 134–147.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.008>
- Sabatini, F. M., Bluhm, H., Kun, Z Aksenov, D., Aauri, J., Buchwald, E., Burrascano, S., Cateau, E., Diku, A., Duarte, I., López, Á., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Horvath, F., Keren, S., Kitenberga, M., Kiš, A., Kraut, A., Ibisch, P. & Kuemmerle, T. (2021). European primary forest database v2.0. *Scientific Data* 8(1).  
<https://www.nature.com/articles/s41597-021-00988-7>
- Saucier, J-P. (2007). Defining the Boreal in the Ecological Land Classification for Québec. Teoksessa S.S. Talbot (toim.), *Proceedings of the Fourth International Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF) Flora Group Workshop*. CAFF Technical Report No. 15
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauha, J. (2000). Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128(3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00148-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00148-6)
- Sisula, H. (1977). *Ekologian perusteet*. 2 p. WSOY. Porvoo.
- Snäll, T., Kindvall, O., Nilsson, J. & Pärt, T. (2011). Evaluating citizen-based presence data for bird monitoring. *Biological Conservation* 144(2) 804–810.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.010>
- Soubeyrand, M., Marchand, P., Duchesne, L., Bergeron, Y. & Gennaretti, F. (2024). Interactions between climate, soil and competition drive tree growth in Quebec forests. *Forest Ecology and Management* 555(2). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121731>

- Speight, M.C.D., Castella, E., Sarthou, J.-P. & Vanappelghem, C. (2021). A key to the males of the *Eumerus* species known from Switzerland & surrounding parts of central Europe (Diptera: Syrphidae). *Syrph the Net, the database of European Syrphidae* 112. [https://www.researchgate.net/publication/353807030\\_A\\_key\\_to\\_the\\_males\\_of\\_the\\_Eumerus\\_species\\_known\\_from\\_Switzerland\\_surrounding\\_parts\\_of\\_central\\_Europe\\_Diptera\\_Syrphidae](https://www.researchgate.net/publication/353807030_A_key_to_the_males_of_the_Eumerus_species_known_from_Switzerland_surrounding_parts_of_central_Europe_Diptera_Syrphidae)
- Statistics Canada (2023). 2021 Census – Boundary files <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/geo/sip-pis/boundary-limités/index2021-eng.cfm?year=21> 18.12.2024.
- Sumida, A., Miyaura, T. & Torii, H. (2013). Relationships of tree height and diameter at breast height revisited: analyses of stem growth using 20-year data of an even-aged *Chamaecyparis obtusa* stand. *Tree Physiology* 33(1) 106–118. <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/tps127>
- Suomen Lajitietokeskus. Suomen Lajitietokeskus pähkinänkuoressa. <https://laji.fi/about/2915> 25.11.2024.
- Suomen Lajitietokeskus: Havaintotiedon laadunvalvonta. <https://laji.fi/about/772> 25.11.2024.
- Suomen metsäkeskus (2023). Metsien rakenne ja kehitys- sanasto. Metsäsanasto-sarja 3.
- Suomen ympäristökeskus (2018). Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet. Ladattavat paikkatietoaineistot. <https://www.syke.fi/fi/ymparistotieto/ladattavat-paikkatietoaineistot#luonnonsuojelu-ja-er%C3%A4maa-alueet> 2.9.2024.
- Suomen ympäristökeskus (2025). Metsäkasvillisuusvyöhykkeet. 5.12.2015. <https://ckan.ymparisto.fi/fi/dataset/metsakasvillisuusvyohykkeet> 15.4.2025.
- Suomen ympäristökeskus (2024). Natura2000-alueet. Ladattavat paikkatietoaineistot. <https://www.syke.fi/fi/ymparistotieto/ladattavat-paikkatietoaineistot#natura-2000--alueet> 10.3.2025.
- Terry A., Ullrich K. & Riecken U. (2006). The Green Belt of Europe: From Vision to Reality. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2006-049.pdf>
- The forest time (2019). What is forest management like in Québec? 23.4.2019. <https://www.the-forest-time.com/en/guides-des-pays-et-regions/canada/what-is-forest-management-like-in-qubec-5cbebcf15> 10.3.2025.
- The IFL Mapping Team (2021). Intact Forest Landscapes <https://intactforests.org/> 17.4.2025.

- Thiffault, E. (2019). Global change and forest soils. *Developments in Soil Science* 36: 59-82.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00005-7>
- Thom, D., Sommerfeld, A., Sebal, J., Hagge, J., Müller, J. & Seidl, R. (2020). Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 291. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108066>
- Tiira: Perushaku (2025). Tiira (BirdLife Suomi ry). Linkit vaativat kirjautumisen. 20.11.2024.
- Tiira: Peruslomake (2025). Tiira (BirdLife Suomi ry). Linkit vaativat kirjautumisen. 20.11.2024.
- Troxler, D., Zabel, A. & Grêt-Regamey, A. (2023). Identifying drivers of forest clearances in Switzerland. *Forest Policy and Economics* 150.  
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2023.102938>
- Tukia, H. (2000). *Metsien ennallistamisen ekologiaa*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 124. Edita ja Metsähallitus.
- United States Geological Survey (2021). United States Geological Survey 3D Elevation Program 1 arc-second Digital Elevation Model. OpenTopography.  
<https://doi.org/10.5069/G98K778D> 22.4.2025.
- Urbanek, S. (2024). RJava: Low-Level R to Java Interface. R package version 1.0-11.  
<https://CRAN.R-project.org/package=rJava> 28.3.2025.
- Wagner, C. (1968). The Line Intersect Method in Forest Fuel Sampling. *Forest Science* 14(1) 20–26.
- Valtioneuvosto (2020). Hallitus on todennut yhteistoiminnassa tasavallan presidentin kanssa Suomen olevan poikkeusoloissa koronavirustilanteen vuoksi. Tiedote 140/2020. 16.3.2020.  
<https://valtioneuvosto.fi/-/10616/hallitus-totesi-suomen-olevan-poikkeusoloissa-koronavirustilanteen-vuoksi> 23.3.2020.
- Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. (2000). Suojelualueverkon merkitys havu- ja sekametsien lintulajistolle. Teoksessa Peltonen, P. (toim.) *Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 14/2014. <http://hdl.handle.net/10138/231790>
- Virkkala, R. (2006). Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici* 43 82–85.
- Virkkala, R., Määttänen, A. & Heikkinen, R. K. (2023). Clear-cuts and warming summers caused forest bird populations to decline in a southern boreal area. *Forest Ecology and Management* 548. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121397>

- Vogelwarte (2024). Alpine coniferous forests and their birds.  
<https://www.vogelwarte.ch/modx/en/atlas/focus/alpine-coniferous-forests-and-their-birds> 20.1.2025.
- Vogelwarte. Current bird observations at a glance. <https://www.vogelwarte.ch/en/projects/ornitho-ch/> 1.2.2025.
- Väestöruutuaineisto (2023). Paikkatietohakemisto.  
<https://www.paikkatietohakemisto.fi/geonetwork/srv/fin/catalog.search#/metadata/a901d40a-8a6b-4678-814c-79d2e2ab130c> 17.4.2025.
- Wechsler, S. (2025). Update and questions of Master's thesis. Henkilökohtainen sähköpostiviesti S. Konsellille. 18.2.2025.
- West, P. W. (2015). *Tree and Forest Measurements*. Springer International Publishing Switzerland.
- Wickham H., François R., Henry L., Müller K. & Vaughan D (2023). Dplyr: Grammar of data manipulation. R package version 1.1.4. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr> 5.2.2025.
- Wiggins, D. (2004). American Three-toed Woodpecker (*Picoides dorsalis*): A Technical Conservation Assessment. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region.  
[https://www.researchgate.net/publication/255609597\\_American\\_Three-toed\\_Woodpecker\\_Picoides\\_dorsalis\\_A\\_Technical\\_Conservation\\_Assessment](https://www.researchgate.net/publication/255609597_American_Three-toed_Woodpecker_Picoides_dorsalis_A_Technical_Conservation_Assessment) 7.5.2025.
- World Population Review (2025). Switzerland Cities by Population.  
<https://worldpopulationreview.com/cities/switzerland> 20.3.2025.
- WorldPop (2025). Population Density. <https://hub.worldpop.org/project/categories?id=18> 17.4.2025.
- WWF: Living Planet Report 2024 (2024). WWF. Gland, Switzerland.  
<https://www.worldwildlife.org/publications/2024-living-planet-report> 10.2.2025.
- WWF (2012). Terrestrial Ecoregions of the World. 1.8.2012.  
<https://www.worldwildlife.org/publications/terrestrial-ecoregions-of-the-world> 5.5.2025.
- Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.) (2019). Metsänhoidon suosituksia. Tapion julkaisuja.

## Liitteet

### Liite 1. Kenttätöiden havaintoaineisto

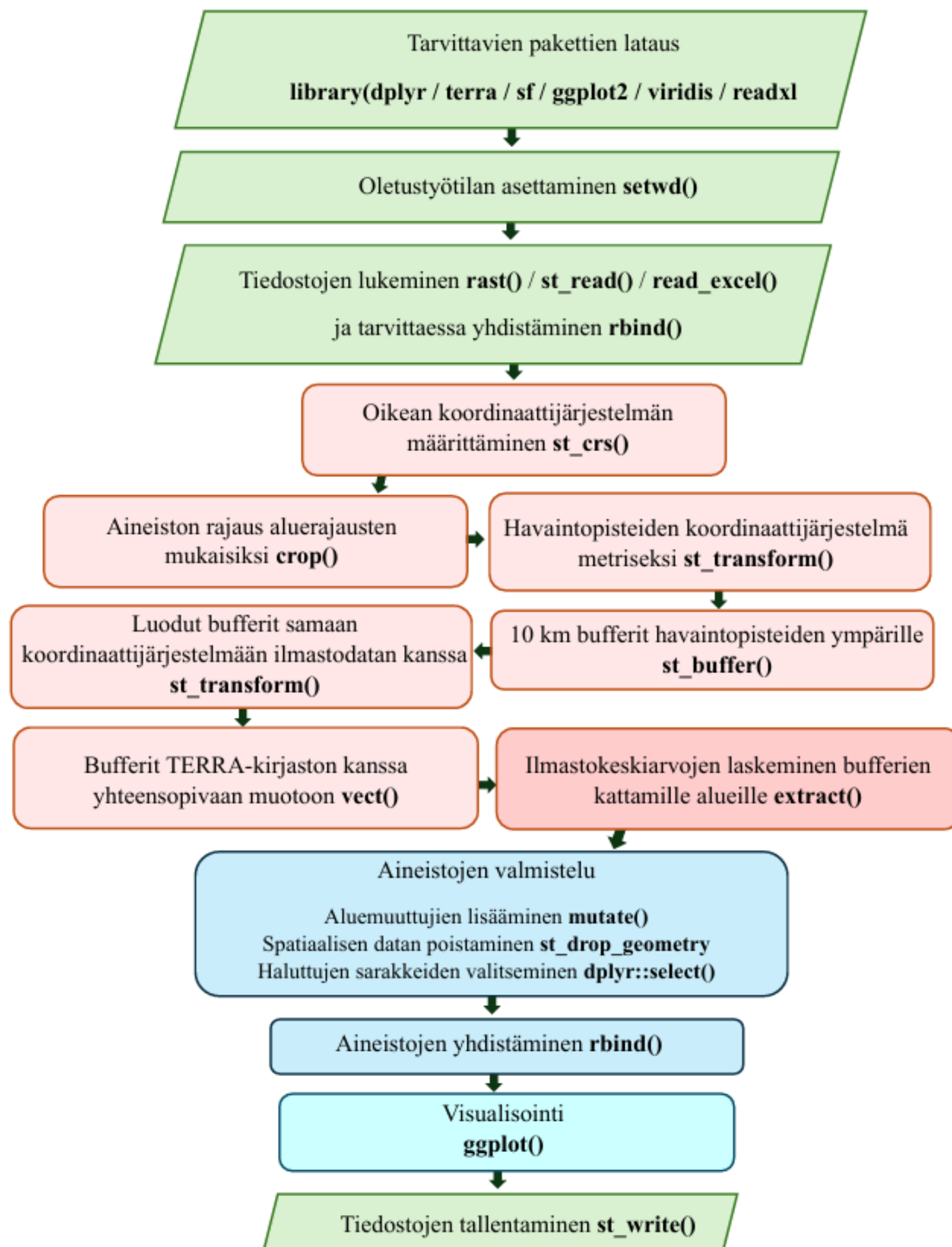
Havaintoaineisto – liite

Lähde: Tiiran lintutietopalvelu. Turun Lintutieteellinen Yhdistys ry (BirdLife Suomi). 10/2024.

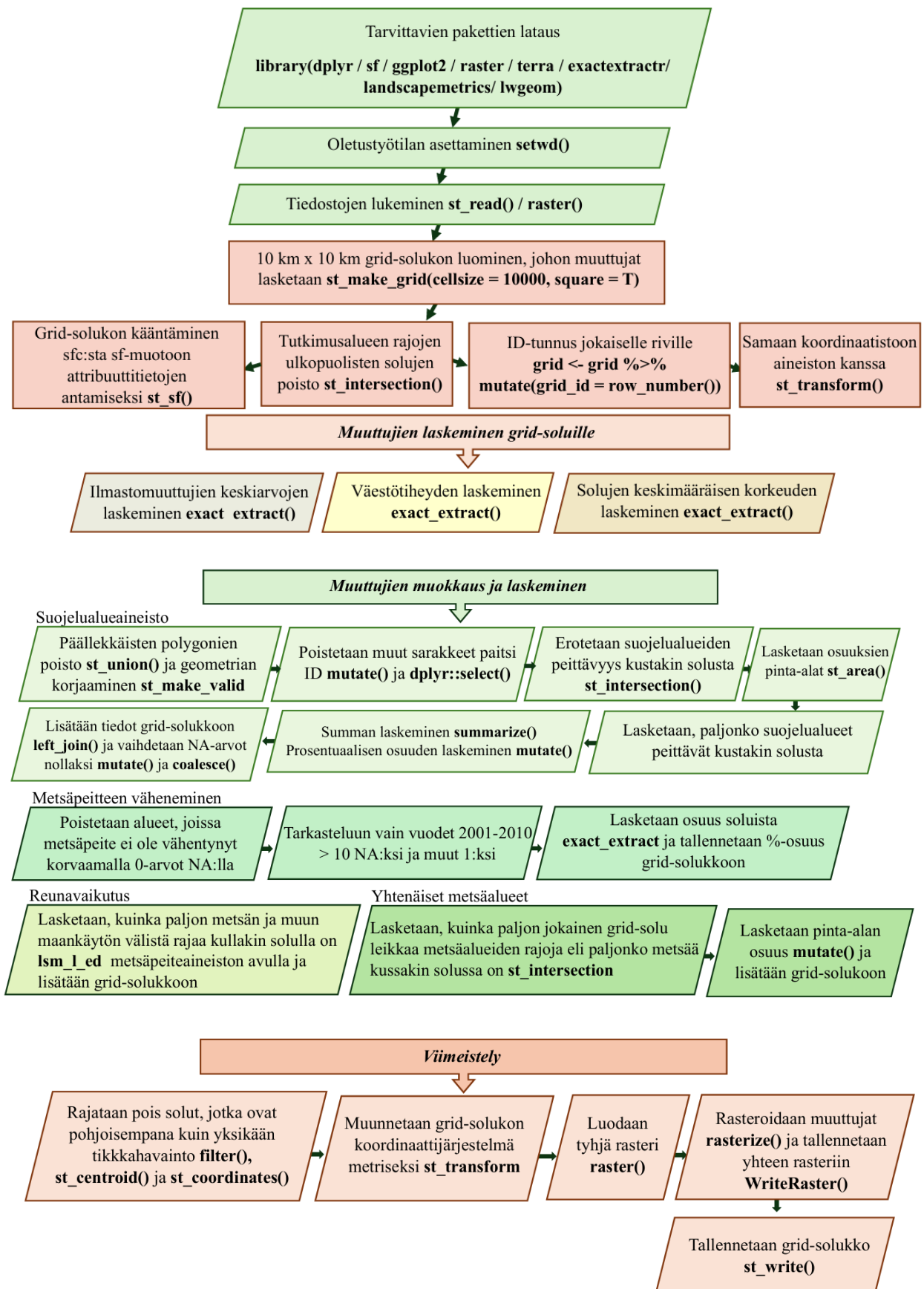
Alue	Havaintoaika	Sukupuoli	Havainnoija(t)
Havainnot 1.3-1.9.2024 (yht. 10)			
Pukkipalo	25.6.2024	Naaras	KL
Kaarina, Tuorla	25.4.2024	Koiras	JR
Kaarina, Tuorla	27.4.2024	Koiras	RS, KH
Havainnot 1.3-1.9.2023 (yht. 13)			
Kuusisto, Kappelinmäki	16.4.2023	Koiras	IS, JO, SS
Pukkipalo, Kellesuo	7.6.2023	Koiras	KN
Havainnot 1.3-1.9.2022 (yht. 7)			
Pukkipalo	25.4.2022	Koiras ja naaras	KL
Havainnot 1.3-1.9.2021 (yht. 8)			
Pukkipalo	4.3.2021	Koiras	MN
Havainnot 1.3-1.9.2020 (yht.104)			
Kuusisto, Kappelinmäki	12.3.2020	Naaras	HA
Kuusisto, Kappelinmäki	19.3.2020	Naaras	HA
<i>Kuusisto, Kappelinmäki *</i>	<i>25.3.2020</i>	<i>Naaras</i>	<i>HA</i>
<i>Kuusisto, Kappelinmäki *</i>	<i>25.3.2020</i>	<i>Naaras</i>	<i>MT</i>
Kuusisto, Kappelinmäki	2.4.2020	Naaras	EG
Kuusisto, Kappelinmäki	17.5.2020	Naaras	JL
Kuusisto, Kappelinmäki	26.4.2020	Koiras ja naaras	JL, KA
Kaarina, Pohjolanmäki	20.3.2020	Naaras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	23.3.2020	Naaras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	31.3.2020	Naaras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	1.4.2020	Koiras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	4.4.2020	Koiras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	18.4.2020	Koiras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	24.4.2020	Koiras	MM
Kaarina, Pohjolanmäki	25.4.2020	Ei	MH
Kaarina, Pohjolanmäki	25.4.2020	Koiras	HA, KM
Kaarina, Pohjolanmäki	28.4.2020	Koiras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	30.4.2020	Koiras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	1.5.2020	Koiras	HA
Kaarina, Pohjolanmäki	4.5.2020	Naaras	JN
Kaarina, Pohjolanmäki	11.5.2020	Koiras	HA
Pukkipalo	7.7.2020	Koiras	JJ

\* = *Kursivoit*ut havainnot - todennäköisesti sama yksilö, merkattu vain kerran

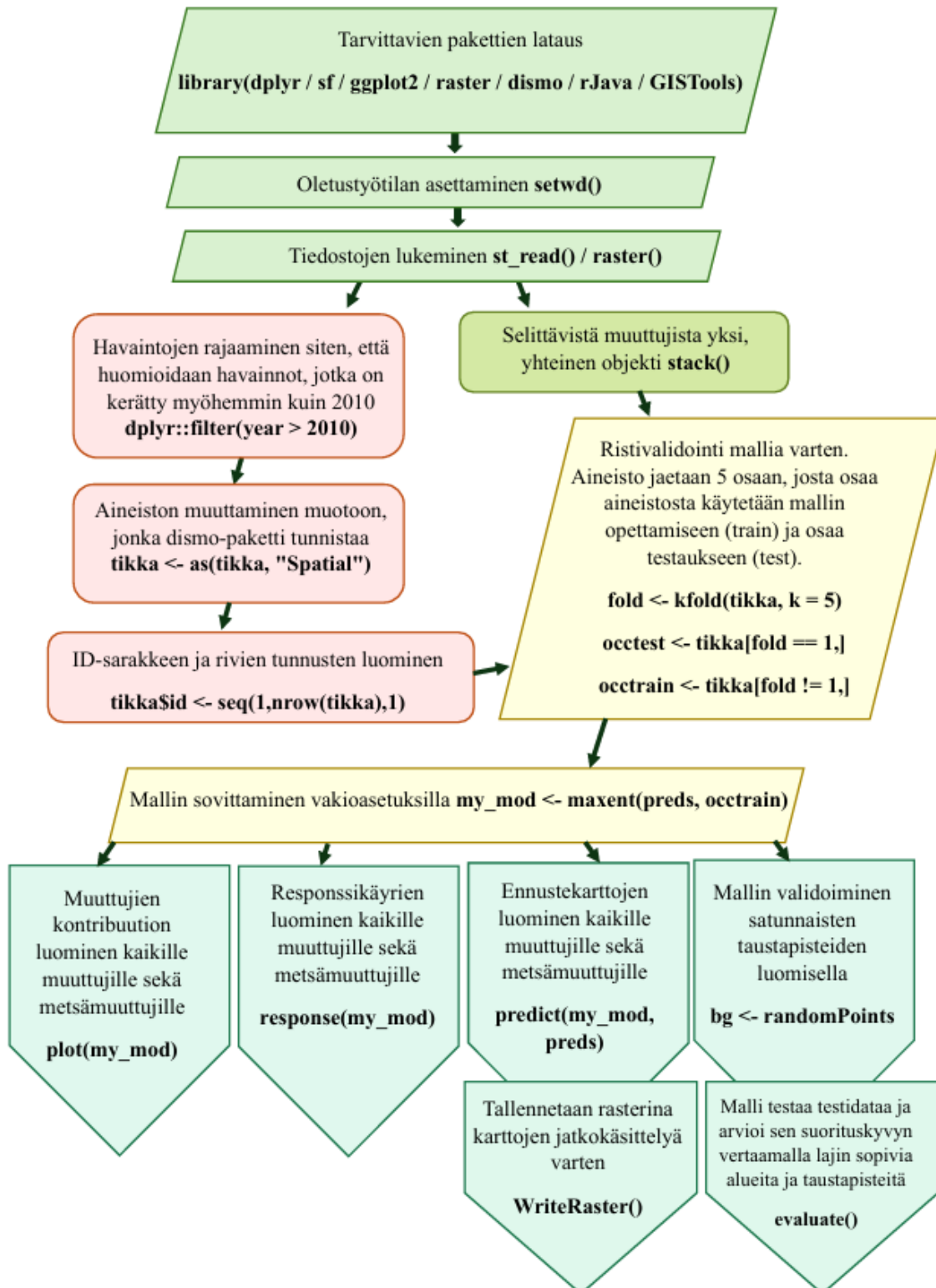
## Liite 2. Ilmastoanalyysin työvaiheet



### Liite 3. Aineistojen käsittelyn työvaiheet



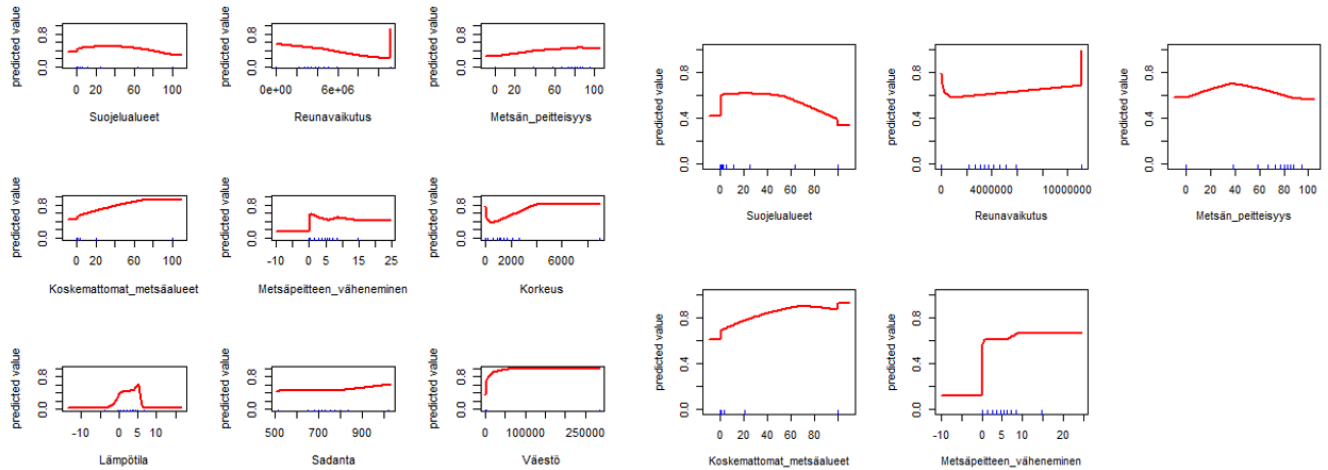
## Liite 4. Habitaattimallin työvaiheet



## Liite 5. Responssikäyrät

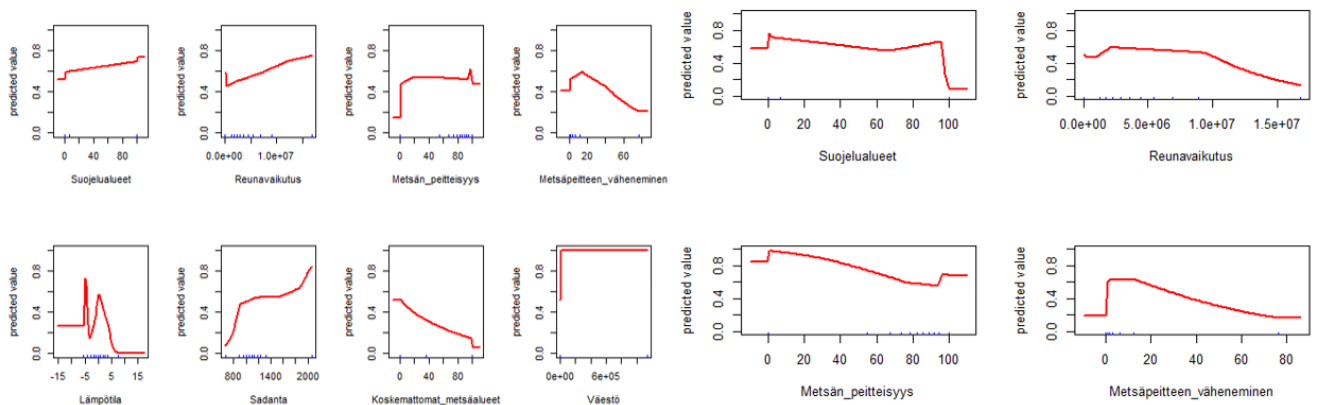
### Kaikki muuttujat

#### Suomi



### Metsämuuttujat

#### Quebec



#### Sveitsi

