Aalto-yliopisto
Aalto-universitetet
Aalto University

Geoinformatiikan maisteriohjelma

Kaupunkipuiden hiilivarastojen paikkatietoanalyysi ja aineistojen vertailu

Aukusti Jääskeläinen

Diplomityö
2025

Copyright © 2025 Aukusti Jääskeläinen

Aalto-yliopisto
Aalto-universitetet
Aalto University

Tekijä Aukusti Jääskeläinen

Työn nimi Kaupunkipuiden hiilivarastojen paikkatietoanalyysi ja aineistojen vertailu

Koulutusohjelma Geoinformatiikan maisteriohjelma

Työn valvoja Prof. Matti Vaaja

Työn ohjaaja DI Heikki Kauhanen

Päivämäärä 29.9.2025 **Sivumäärä** 87 + 1 **Kieli** suomi

Tiivistelmä

Tässä diplomityössä vertaillaan kolmen erilaisen paikkatietoaineiston arvioita kaupunkipuiden hiilivarastojen määrästä ja alueellisesta jakautumisesta Helsingin luoteisosassa. Tutkimuksessa hyödynnettiin kolmea aineistoa: Maanmittauslaitoksen Metsäkanta-yksinpuintulkinta-aineistoa, Luonnonvarakeskuksen Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineistoa vuodelta 2019 sekä Helsingin seudun ympäristöpalveluiden (HSY) hiilinieluselvitys -aineistoa. Aineistojen tuloksia vertailtiin tutkimusalueella (11,69 km²) rasterianalyysin ja maankäyttöluokkiin perustuvan analyysin avulla.

Tutkimuskysymykset kohdistuivat (1) eri aineistojen tuottamien hiilivarastoarvioiden suuruuseroihin sekä (2) hiilivarastojen alueelliseen jakaumaan eri mittakaavoissa (50, 100, ja 200 m rasterisolut) ja maankäyttöluokissa. Aineistojen välillä voitiin havaita huomattavia eroja: tutkimusalueen hiilivarastot vaihtelivat 20–26 t C/ha välillä, ja kaupunkimetsäalueilla 45–58 t C/ha. HSY-aineisto tuotti järjestelmällisesti korkeampia hiilivarastoarvoja kuin Metsäkanta, kun taas MVMI sijoittui arvoiltaan näiden väliin. Erot korostuivat erityisesti tiheissä taajamametsissä ja suojelualueilla. Lisäksi työssä havaittiin suuria paikallisia eroja erityisesti 50 ja 100 metrin solutasolla.

Diplomityön tulokset osoittavat, että kaupunkipuiden hiilivarastoarviot voivat poiketa jopa 20–30 % koko tutkimusalueen tasolla (11,69 km²) riippuen käytetystä aineistosta ja menetelmästä. Pienemmässä mittakaavassa (50–200 m rasterisolut) erot olivat vielä suuremmat. Tämä korostaa tarvetta kriittiselle aineistokohtaiselle tulkinnalle sekä kaupunkiympäristöön soveltuvien biomassamallien kehittämiselle ja tarkentamiselle. Työn kontribuutio on tarjota vertailukehys, joka havainnollistaa kaupunkipuiden hiilivarastoarvioiden suuruuseroja eri paikkatietoaineistojen välillä. Samalla työ edesauttaa paikkatiedon hyödyntämistä ilmastopolitiikan ja kaupunkisuunnittelun tukena.

Avainsanat hiilivarasto, biomassa, kaupunkipuut, paikkatietoanalyysi, rasterianalyysi

Aalto-yliopisto
Aalto-universitetet
Aalto University

Author Aukusti Jääskeläinen

Title of thesis Urban tree carbon stocks geospatial analysis and dataset comparison

Programme Master's Programme in Geoinformatics

Thesis supervisor Prof. Matti Vaaja

Thesis advisor MSc Heikki Kauhanen

Date 29.9.2025 **Number of pages** 87 + 1 **Language** Finnish

Abstract

This thesis compares estimates of urban tree carbon stocks and their spatial distribution derived from three different geospatial datasets in northwestern Helsinki. The study utilizes three sources: The National Land Survey of Finland's Metsäkanta individual tree detection dataset, the Natural Resources Institute Finland's multi-source national forest inventory (MS-NFI 2019), and the Helsinki Region Environmental Services Authority's (HSY) carbon sink mapping. The datasets were compared in the study area (11.69 km²) using both raster and land-use class analysis.

The research questions focused on (1) relative differences in carbon stock estimates between the datasets, and (2) the spatial distribution of carbon stocks at different resolutions (50, 100, and 200 m raster cells) and land-use classes. The results revealed notable differences between the datasets: the average carbon stock density varied from 20 to 26 t C/ha at the study area level, and from 45 to 58 t C/ha within the urban forest class. The HSY dataset systematically produced higher carbon stock values than Metsäkanta, while MS-NFI estimates fell in between. The differences were highest in dense suburban forests and protected areas. Substantial local variation was also observed, especially at the 50 and 100 m resolutions.

The findings demonstrate that urban tree carbon stock estimates can differ by 20–30 % at the study area level (11.69 km²) depending on the dataset and method used. At finer scales (50–200 m raster cells), the variance was even higher. This underlines the need for critical dataset-specific interpretation and improving biomass models tailored for urban environments. The contribution of this thesis is to provide a comparative framework that highlights the magnitude of differences in carbon stock quantification between geospatial datasets. At the same time, it underpins the use of geospatial data in climate policy and urban planning.

Keywords carbon stock, biomass, urban trees, spatial analysis, raster analysis

Sisällys

Esipuhe 7
Lyhenteet 8
1 Johdanto 9
1.1 Työn tausta 9
1.2 Työn tavoitteet 10
1.3 Työn rajaus ja rakenne 10
2 Kirjallisuuskatsaus 11
2.1 Puiden biomassa ja hiilivarasto 11
2.1.1 Kasvillisuuden hiilensidonta 11
2.1.2 Puun biomassan osat 12
2.1.3 Puun juuri-versosuhde 13
2.1.4 Hiilivaraston arvioinnin keskeiset muuttujat 14
2.2 Kenttämittaukset 15
2.3 Allometriset yhtälöt 17
2.4 Pistepilvimenetelmät 20
2.4.1 Yksinpuintulkinta 20
2.4.2 Yksinpuintulkinta: pistepilven muuttujat 21
2.4.3 Yksinpuintulkinta: puun geometriset ominaisuudet 22
2.4.4 Yksinpuintulkinta: rungon tilavuus 23
2.4.5 Aluepohjainen lähestymistapa 24
2.5 Satelliittikuviin perustuvat menetelmät 25
2.6 Muut menetelmät 28
3 Tutkimusaineistot ja -metodit 30
3.1 Tutkimusalue 30
3.2 Aineistot 32
3.2.1 Aineisto 1 – Metsäkanta 33
3.2.2 Aineisto 2 – MVMI 2019 35
3.2.3 Aineisto 3 – HSY:n hiilinieluselvitys 36
3.2.4 Aineistojen yhteenveto 38
3.3 Metodit 40
3.3.1 Aineistojen esikäsittely 42

3.3.2 Hiilivaraston laskeminen 42
3.3.3 Hiilivarastojen rasterianalyysi 45
3.3.4 Hiilivarastojen analyysi maankäyttöluokittain 47
4 Tulokset 48
4.1 Tutkimusalueen hiilivarastot 48
4.2 Kaupunkimetsien hiilivarastot 49
4.3 Viherhoitoalueiden hiilivarastot 51
4.4 Hiilivarastojen rasterijakauma 53
4.5 Hiilivarastojen rasterierotusanalyysi 57
5 Keskustelu ja tulosten analysointi 61
5.1 Yhteenveto päätuloksista 61
5.2 Työn merkitys 63
5.3 Aineistojen rajoitteet 64
5.4 Menetelmien rajoitteet 66
5.5 Sovellettavuus ja yhteys aiempaan tutkimukseen 67
5.6 Jatkotutkimuksen mahdollisuudet 68
6 Yhteenveto 70
Lähteet 71
Liite 1: HSY-aineiston maankäyttöluokat (HSY, 2020) 88

Esipuhe

Kiitos työn ohjaajalleni ja valvojalleni, Heikille ja Matille, hyvistä neuvoista ja kärsivällisyydestä. Lämmin kiitos koko lähipiirilleni henkisestä tuesta ja rakkaudellisesta läsnäolosta. Kiitos kaikille kannustavasta voimasta, joka vei minut opintojen alusta loppuun. Kiitos myös puille, jotka hidastatte hiilidioksidipitoisuuden kasvua ja tarjoatte kirjoittamisen aihetta.

Helsingissä, 29.9.2025

Aukusti Jääskeläinen

Lyhenteet

ABA	Area-Based Approach
AGB	Above Ground Biomass
BGB	Below Ground Biomass
DBH	Diameter at Breast Height
ITD	Individual Tree Detection
k-NN	k-Nearest Neighbors
MVMI	Monilähteinen valtakunnan metsien inventointi -aineisto, Luonnovarakeskus
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
RF	Random Forest
RGB	Red, Green and Blue
RMSE	Root Mean Squared Error

1 Johdanto

Tämä diplomityö tarkastelee kaupunkipuiden hiilivarastojen arviointimenetelmiä paikkatietoaineistojen näkökulmasta. Työssä toteutetaan vertaileva paikkatietoanalyysi kolmesta aineistosta, jonka tavoitteena on tunnistaa niiden välisiä suhteellisia eroja hiilivarastoarvioissa. Tässä luvussa esitetään työn tausta, tavoitteet, tutkimuskysymykset ja rajaus.

1.1 Työn tausta

Ilmakehän hiilidioksidipitoisuus on lisääntynyt merkittävästi ihmisen toiminnan myötä, erityisesti fossiilisten polttoaineiden, metsien hakkuiden ja muiden maankäytösten muutosten seurauksena (Ciais et al., 2013; Qiu et al., 2015; Steffen et al., 2015; Friedlingstein et al., 2023). Osa hiilidioksidipäästöistä sitoutuu kuitenkin takaisin luonnollisen hiilensidonnan kautta maaperään, kasvillisuuteen ja valtameriin. Maaperä ja kasvillisuus muodostavat yhdessä maaekosysteemin hiilivaraston, johon on sitoutunut arviolta jopa 32 % kaikista ihmisen aiheuttamista hiilidioksidipäästöistä vuosien 1850–2022 välillä (Friedlingstein et al., 2023). Kasvillisuuden osuus tästä on noin kolmannes (Eswaran et al., 1993), mikä tekee siitä globaalisti merkittävän hiilinielun ja hiilivaraston.

Hiilidioksidipäästöjen määrän kiihtyminen on johtanut lukuisiin tutkimuksiin liittyen kasvillisuuden ja erityisesti puiden hiilivaraston mittaamiseen (Kumar et al., 2015; Fonton et al., 2017). Hiilivarastojen mittaaminen kuvastaa sitä, kuinka paljon kasvillisuus voi sitoa ilmakehän hiiltä ja toisaalta kuinka paljon hiiltä voi vapautua, jos kasvillisuutta tuhotaan tai vähennetään (Vashum ja Jayakumar, 2012). Kasvillisuuden lisäämistä pidetään yhtenä kustannustehokkaimpana tapana hillitä ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden nousua (Nowak ja Crane, 2002; Richards ja Stokes, 2004). Hiilivarastojen tarkka arviointi onkin siten tärkeää, jotta voidaan seurata päästövähennystavoitteita globaalilla ja paikallisella tasolla (Clerici et al., 2016) sekä ennustaa luotettavammin hiilensidonnan kehitystä.

Kaupunkipuiden osuus kokonaishiilivarastoista on melko pieni, mutta kaupunkien mittakaavassa niillä on merkittävä potentiaali johtuen kaupunkialueen suuresta päästötiheydestä ja muutoin pienemmästä hiilensidonnasta (Kaye et al., 2006). Aiempi tutkimus on painottunut metsäalueiden hiilivarastoihin, joten tämä diplomityö tarjoaa arvokasta tietoa vertailemalla useita paikkatietoaineistoja kaupunkipuiden kontekstissa. Kirjallisuudessa on kuitenkin laaja kirjo tutkimuksia, joissa on arvioitu kaupunkipuiden hiilivarastoja yksittäisten aineistojen avulla (esim. Nowak ja Crane, 2002; Raciti et al., 2014; Schick et al., 2023), mikä luo teoreettisen pohjan tämän työn aineistovertailulle.

1.2 Työn tavoitteet

Tässä diplomityössä vertaillaan kolmen eri paikkatietoaineiston kautta johdettuja arvioita kaupunkialueen puiden hiilivarastosta. Työssä pyritään vastaamaan seuraaviin tutkimuskysymyksiin:

1. Miten paikkatietoaineistojen tuottamat kaupunkipuiden hiilivarastoarviot eroavat toisistaan suuruudeltaan?
2. Miten kaupunkipuiden hiilivarastojen alueellinen jakauma vaihtelee aineistojen välillä eri mittakaavoissa ja maankäyttöluokissa?

Työn kokeellinen osuus toteutettiin paikkatietoanalyysinä, jossa hiilivarastot johdettiin biomassaa tai puun geometriaa kuvaavien muuttujien perusteella. Hiilivarastoja arvioitiin tutkimusalueen mittakaavassa sekä hiilivaraston tiheyden vaihtelua eri resoluutiolla ja maankäyttöluokittain. Tavoitteena ei ollut tuottaa tarkkoja, todennettuja arvioita hiilen kokonaismäärästä, vaan vertailla eri aineistojen ja menetelmien suhteellisia eroavaisuuksia hiilensidonnan arvioinnissa ja sen alueellisessa jakautumisessa.

1.3 Työn rajaus ja rakenne

Tämä diplomityö kohdistuu kaupunkipuihin, joilla tarkoitetaan tässä yhteydessä kaikkia kaupunkiympäristön puita riippumatta niiden kasvupaikasta (mm. puistot, kaupunkimetsät ja kadun varret). Muu kasvillisuus (kuten pensaat ja aluskasvillisuus) on jätetty työn ulkopuolelle, sillä käytetyt paikkatietoaineistot kattavan nämä vain satunnaisesti. Myös muut hiilivarastot, kuten maaperän ja vesistöjen hiili, on jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Rajaus mahdollistaa aineistojen keskinäisen vertailukelpoisuuden ja johdonmukaisuuden. Lisäksi työssä tarkastellaan hiilivarastojen mittaamista vain yksittäisenä ajankohtana, eikä työ sisällä hiilivarastojen muutosta mittaavia tai tulevaisuutta ennustavia menetelmiä.

Johdannon jälkeen työ etenee viidessä luvussa (luvut 2–6). Luvussa 2 esitetään kirjallisuuskatsaus, jossa käsitellään kaupunkipuiden hiilivarastoja ja niiden arviointia paikkatietomenetelmillä. Luku 3 kuvaa työn tutkimusalueen sekä työssä käytetyt aineistot ja menetelmät. Luvussa 4 esitetään keskeiset tulokset: eri aineistojen arviot hiilivarastoista ja niiden alueellisesta jakaumasta. Luku 5 sisältää keskustelun tulosten merkityksestä, aineistojen soveltuvuudesta, tutkimuksen rajoitteista ja mahdollisista jatkotutkimuksen kohteista. Työn yhteenveto on esitetty lopuksi luvussa 6.

2 Kirjallisuuskatsaus

Tässä luvussa tarkastellaan puiden hiilivarastojen arvioinnissa tyypillisimmin käytettyjä paikkatietomenetelmiä. Kirjallisuuskatsauksen tavoitteena on luoda selkeä kokonaiskuva menetelmistä, jotka ovat osoittautuneet keskeisiksi hiilivarastojen arvioinnissa ja jotka liittyvät suoraan tämän työn tutkimusaineistoihin. Näin luvussa muodostetaan perusta sekä menetelmien toiminnallisuuden ymmärtämiselle että kokeellisen osuuden aineistovertailun lähtökohdille.

Luvussa käsitellään aluksi puiden hiilivarastojen muodostumista sekä puiden oleellisimpia rakenneosia ja muuttujia (luku 2.1). Tämän jälkeen esitellään hiilivaraston arvioinnin keskeisimmät menetelmät: kenttämittaukset (luku 2.2.), allometriset yhtälöt (luku 2.3), pistepilvimenetelmät (luku 2.4), satelliittikuviin perustuvat menetelmät (2.5) sekä muita täydentäviä menetelmiä (luku 2.6).

2.1 Puiden biomassa ja hiilivarasto

Tässä luvussa kuvataan puiden hiilivaraston muodostumisen keskeiset periaatteet, muodostaen perustan hiilivaraston menetelmälliselle arvioinnille. Luvun alussa käsitellään kasvillisuuden hiilensidontaa osana kasvillisuuden biomassan muodostumista. Tämän jälkeen luvussa tarkastellaan puiden biomassan allokoitumista maanpäälliseen ja maanalaiseen osuuteen, sekä niiden välistä suhdetta. Luvun lopuksi esitellään tärkeimmät biofysikaaliset muuttujat, joiden avulla puiden biomassaa ja siihen liittyvää hiilivarastoa voidaan arvioida.

2.1.1 Kasvillisuuden hiilensidonta

Hiilensidonta on luonnollinen prosessi, jossa ilmakehän hiilidioksidia sitoutuu kasvillisuuteen, maaperään ja vesistöihin (Lackner, 2003). Kasvillisuuden hiilensidonta tapahtuu fotosynteesin kautta, jossa kasvit muodostavat hiilidioksidista kompleksisia hiiliyhdisteitä auringonvalon avulla (Keenan ja Williams, 2018). Kasvillisuuteen muodostuu siten sen luonnollisen kasvun aikana hiilivarasto, joka kuvaa kasvin sisältämän hiilen määrää tietyllä ajanhetkellä (Koala et al., 2017). Kasvillisuuteen katsotaan kuuluvaksi puut sekä muut kasvit, kuten pensaat, ruohot, sammalet ja jäkälät (Brown, 1997). Tässä diplomityössä käsitellään kuitenkin vain puiden hiilivarastoja, ja muut kasvillisuuden osat on jätetty tarkastelun ulkopuolelle.

Hiili muodostaa merkittävän osan kasvillisuuden biomassasta, joka tarkoittaa puolestaan kasvimateriaalin elävän ja kuolleen orgaanisen aineksen kokonaismassaa (FAO, 2005). Biomassa käsitetään tyypillisesti

kuivabiomassana eli ilman veden massaosuutta (Cannell, 1982). Myös tässä diplomityössä biomassalla viitataan aina kuivabiomassaan.

Kasvillisuuden hiilivarasto mitataan lähtökohtaisesti kasvillisuuden biomassan kautta, minkä vuoksi arvio biomassan suuruudesta on kriittinen osa hiilivaraston arviointia. Hiilivaraston määrä voidaan johtaa suoraan biomassasta hiilikertoimen avulla. Hiilikerroin ilmaisee hiilen suhteellisen massaosuuden biomassasta, joka vaihtelee puissa tyypillisesti 0,45–0,50 välillä (Kraenzel et al., 2003). Yleisin kirjallisuudessa käytetty hiilikerroin on 0,50 (Saugier et al., 2001; Garzuglia ja Saket, 2003), mutta esimerkiksi boreaalisissa metsissä käytetään tyypillisemmin kerrointa 0,47 (IPCC, 2006). Koska puun hiilivaraston voidaan katsoa vertautuvan suoraan puun biomassaan, esiintyy tässä diplomityössä hiilivaraston ja biomassan käsitteet osittain päällekkäisessä merkityksessä. Biomassan arvioinnilla pyritään kuitenkin työn kontekstissa aina kuvaamaan johdannaisesti hiilivaraston suuruutta.

Hiilivarastot voidaan esittää pinta-alakohtaisesti, jolloin puhutaan hiilivaraston tiheydestä (t C/ha). Hiilinielulla tai hiilipäästöillä tarkoitetaan puolestaan hiilen nettovirtausta tietyssä aikayksikössä (esim. vuoden aikana), jossa nielut kuvaavat hiilivarastoon sitoutuvan hiilen määrää ja päästöt hiilivarastosta vapautuvan hiilen määrää (Keenan ja Williams, 2018).

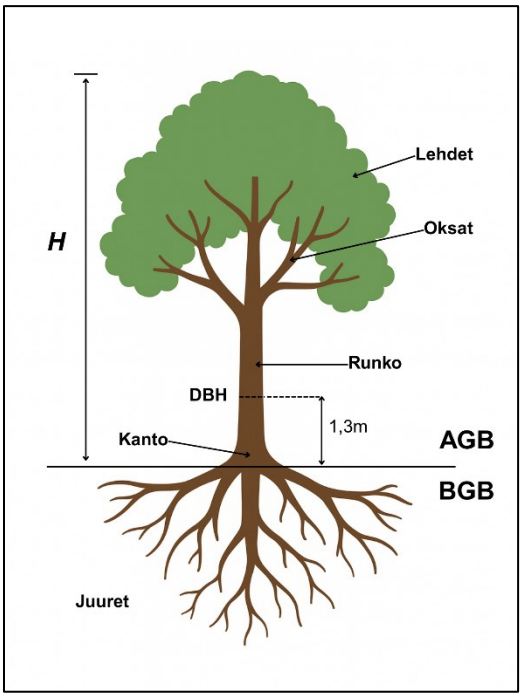
Puiden hiilensidontakyky on riippuvainen monesta tekijästä. Hiilen määrä ja allokoituminen kasveissa vaihtelee sekä lajien että yksilöiden kesken johtuen keskinäisestä kilpailusta, geneettisistä eroista ja ympäristön vaikutuksista (Liu, 2009). Hiilensidontaan vaikuttavat myös kasvuympäristön olosuhteet, kuten ilmastoon liittyvät tekijät (esimerkiksi lämpötila, ilmankosteus, sademäärä ja ilman hiilidioksidipitoisuus) sekä auringonvalon määrä (Xu et al., 2021). Lisäksi kasvillisuuden rakenne, lajijakauma, tiheys ja ikä vaikuttavat merkittävästi sen kasvuun (Karjalainen, 1996). Hiilivaraston arvioinnin yhteydessä onkin tärkeää huomioida variaatio yksilöiden, lajien ja alueiden välillä. Tämä on erityisen olennaista silloin, kun hiilen määrän arviointimenetelmää pyritään soveltamaan ympäristöstä toiseen. Seuraavassa osiossa tarkastellaan puolestaan puun sisäisen hiilivaraston jakautumista.

2.1.2 Puun biomassan osat

Puiden biomassa voidaan jakaa kolmeen pääryhmään: elävään maanpäälliseen biomassaan (engl. *aboveground biomass*, AGB), elävään maanalaiseen biomassaan (engl. *belowground biomass*, BGB) sekä kuolleeseen orgaaniseen ainekseen, kuten kuolleeseen puuainekseen ja karikkeeseen (Brown, 1997). Tässä työssä käsitellään kuitenkin vain elävää maanpäällistä (AGB) ja maanalaista biomassaa (BGB).

Kuvassa 1 on esitetty puun tärkeimmät osat ja jaottelu AGB:n ja BGB:n välillä. AGB sisältää puun rungon, kannon, elävät ja kuolleet oksat sekä lehvästön tai neulaset (IPCC, 2006). BGB tarkoittaa puolestaan juurten

biomassaa. Juurten määrittelyyn ei kuitenkaan yleensä sisällytetä hienojuuria (⌀ < 2 mm), sillä niiden erottaminen maaperän orgaanisesta aineksesta on empiirisesti haastavaa (IPCC, 2006). Puun latvus tarkoittaa oksien ja lehtien muodostamaa kokonaisuutta. Puun korkeus (*H*) mitataan maanpinnasta latvuksen kärkeen, ja puun rinnankorkeusläpimitta (*DBH, Diameter at Breast Height*) kuvaa puun rungon halkaisijaa 1,30 metrin korkeudella (Repola, 2008).



Kuva 1: Puun biomassan osat.

Tyypillisesti puun elävästä biomassasta noin 80 % on AGB:ssä ja 20 % BGB:ssä, mutta suhteet vaihtelevat laji- ja yksilökohtaisesti (Cairns et al., 1997). AGB:n ja BGB:n suhdetta on käsitelty tarkemmin seuraavassa luvussa.

Biomassakomponenttien erottelu toisistaan on tärkeää, sillä ne eroavat toisistaan sekä biologisesti että niiden mittaamiseen soveltuvat erilaiset menetelmät. Useimmat biomassan arviointimenetelmät keskittyvät nimenomaan AGB:n arviointiin, koska maanpäälliset rakenteet ovat suoraan havaittavissa ja mitattavissa (Lu et al., 2016). BGB:n tarkka mittaaminen edellyttää juuriston esiin kaivamista, mikä on hidasta, työlästä ja usein epäkäytännöllistä tai mahdotonta (Cannell, 1982).

2.1.3 Puun juuri-versosuhde

Biomassan allokoitumista maanalaiseen ja maanpäälliseen osuuteen on tärkeää tutkia, kun pyritään arvioimaan hiilensidonnan kokonaisuutta (Wang

et al., 2008). Puiden BGB:n ja AGB:n välillä on havaittu dynaaminen suhde, jota voidaan kuvata juuri-versosuhteella (engl., *root-to-shoot ratio*, *R*) (Cairns et al., 1997). Suhdeluku lasketaan kaavalla:

$$R = \frac{BGB}{AGB}, \tag{1}$$

missä *BGB* on kasvin maanalainen eli juurien biomassa ja *AGB* on kasvin maanpäällinen biomassa (Qi et al., 2019). Kun AGB tunnetaan, voidaan BGB arvioida kertomalla se juuri-versosuhteella. Juuri-versosuhde on hyödyllinen indikaattori erityisesti silloin, kun juuristoa ei voida mitata suoraan.

Juuri-versosuhde vaihtelee kuitenkin merkittävästi kasvilajien ja ympäristön tekijöiden mukaan (Cairns et al., 1997). Vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa laji, maantieteellinen sijainti, kasvualueen ikä ja kunto, ilmaston olosuhteet (Qi et al., 2019) sekä ravinteiden saatavuus (Ågren ja Franklin, 2003). Lisäksi puun ikä vaikuttaa suhteeseen: nuoremmilla puilla on joidenkin tutkimusten mukaan havaittu olevan korkeampi juuri-versosuhde kuin vanhemmilla yksilöillä (Askari et al., 2017). Ympäristötekijöiden vaikutus ei kuitenkaan ole yksiselitteinen, ja kirjallisuudessa esiintyykin ristiriitaisia tuloksia esimerkiksi metsäalueen iän tai sademäärän vaikutuksista (Freschet et al., 2013; Qi et al., 2019).

Yleistetyn juuri-versosuhteen määrittäminen on haastavaa suuren variaation takia, mutta keskiarvojen perusteella juuri-versosuhde esimerkiksi boreaalisissa metsissä sijoittuu usein lähelle arvoa 0,25. Mokany et al. (2005) ovat arvioineet keskiarvoksi 0,24, kun AGB > 75 t/ha, ja 0,39, kun AGB < 75 t/ha. Muita keskiarvoja boreaalisille metsille ovat mm. Huang et al. (2021): 0,25 (±0,10), Cairns et al. (1997): 0,27 (±0,10) ja Saugier et al. (2001): 0,275.

2.1.4 Hiilivaraston arvioinnin keskeiset muuttujat

Puuston hiilivaraston arviointimenetelmät perustuvat useimmiten puiden biofysikaalisten ominaisuuksien mittaamiseen tai mallintamiseen. Keskeisimpiä muuttujia ovat (Issa et al., 2020; Lu, 2006):

- Puun korkeus
- Rinnankorkeusläpimitta (DBH, Diameter at Breast Height)
- Rungon tilavuus ja tiheys
- Latvuksen pinta-ala, muoto ja halkaisija
- Lehtialaindeksi (LAI)
- Fotosynteesin aktiivisuutta ja vihreyttä kuvaavat spektriominaisuudet
- Metsäalan ominaisuudet, kuten poikkipinta-ala tai tilavuus.

Muuttujien hyödyntäminen vaihtelee menetelmäkohtaisesti. Esimerkiksi kenttämittauksissa mitataan usein suoraan puun DBH ja korkeus. Laserkeilauksella voidaan puolestaan mallintaa latvusrakenteita tai arvioida rungon tilavuutta. Satelliittikuvauksen avulla saadaan parhaiten tietoa puolestaan kasvien vihreydestä ja fotosynteettisestä aktiivisuudesta, joita voidaan käyttää epäsuorina biomassan indikaattoreina.

Menetelmien soveltamisessa on myös oleellista huomioida, että puiden rungon tai latvuksen muoto ja koko sekä esimerkiksi juurien suhteellinen määrä saattaa vaihdella yksilöiden välillä todella merkittävästi. Siten esimerkiksi pelkkä korkeus tai rungon läpimitta korreloivat vain suhteellisella tarkkuudella puun kokonaishiilivaraston kanssa.

Seuraavassa luvussa kuvataan kaupunkipuiden hiilivaraston arviointiin käytettäviä menetelmiä, ja kuinka eri muuttujat kytkeytyvät niihin. Menetelmät voidaan jäsentää arviointitavan mukaan seuraaviin ryhmiin: perinteiset kenttämittaukset, allometrisiin yhtälöihin perustuvat mallit, pistepilviaineistoihin perustuvat menetelmät, satelliittikuviin perustuvat menetelmät sekä maankäyttöluokitteluun perustuvat arviointitavat. Koska hiilivarasto johdetaan yleensä yhdenmukaisesti biomassan kautta, keskittyvät menetelmät usein biomassan määrän arviointiin.

Työn ensisijaisena fokuksena ovat kaupunkiympäristöön soveltuvat menetelmät, mutta tarkastelussa hyödynnetään myös metsäympäristöön kehitettyjä arviointitapoja. Metsäpohjaisia menetelmiä on sisällytetty siltä osin, kun niillä on perusteltua sovellettavuutta urbaanin ympäristön puuston hiilivaraston arviointiin.

2.2 Kenttämittaukset

Kenttämittaukset ovat suoria mittauksia paikan päällä (*in situ*) ja tarjoavat tietoa puuston rakenteesta ja biomassasta. Kenttämittauksilla saadaan luotettavasti mitattua puiden keskeiset muuttujat, kuten puun DBH, korkeus, tilavuus, puun tiheys ja biomassa (Liu ja Westman, 2009). Kenttämittaukset ovat tarkin metodi biomassan arvioimiseen, ja niiden avulla voidaan luoda referenssi muille menetelmille (Makinde et al., 2017).

Kenttämittaukset voidaan jakaa tuhoaviin (engl. *destructive*) ja ei-tuhoaviin (engl. *non-destructive*) menetelmiin riippuen siitä, sisältääkö menetelmä puun kaatamista ja poistamista mittauksen yhteydessä. Ainoastaan kaatamalla puu voidaan selvittää sen todellinen massa (sekä AGB että BGB), muutoin menetelmät perustuvat puun ulkoisten ominaisuuksien observointiin.

Tuhoava kenttämittaus on tarkin menetelmä yksittäisen puun biomassan arviointiin, koska siinä puu punnitaan fyysisesti. Tyypillisesti puu kaadetaan ja pilkotaan osiin (runko, oksat, lehdet ym.), jotka kuivataan ja punnitaan erikseen, jolloin saadaan mitattua puun todellinen kuivabiomassa kullekin komponentille (Husch et al., 1982). Samalla mitataan tarkasti puun

tilavuuteen ja kokoon liittyvät muuttujat, kuten puun DBH, korkeus, tilavuus ja tiheys. Mitattujen muuttujien perusteella voidaan laskea tilastollisia riippuvuuksia biomassaan, esimerkiksi puulaji- ja aluekohtaisesti (Vashum ja Jayakumar, 2012). Näitä ovat muun muassa yleisesti käytetyt allometriset yhtälöt, joita käsitellään tarkemmin seuraavassa luvussa 2.2.2.

Tuhoavalla kenttämittauksella on kuitenkin rajoitteensa: ne vaativat paljon manuaalista työtä, ovat kalliita toteuttaa ja aiheuttavat aina vahinkoa mitatulle kasvillisuudelle (Vashum ja Jayakumar, 2012). Siksi tuhoavat mittaukset rajoittuvat yleensä vain pieniin otoksiin eivätkä sovellu laajojen alueiden analysointiin (Raciti et al., 2014).

Ei-tuhoavassa kenttämittauksessa puiden mittasuhteita mitataan paikan päällä ilman puun tai sen osien poistamista. Tyypillisiä mitattavia ominaisuuksia ovat puun DBH ja korkeus, ja näiden perusteella arvioitava tilavuus tai biomassa (Satoo ja Madgwick, 1982; Liu ja Westman, 2009; Makinde et al., 2017). DBH voidaan arvioida suoraan ympärysmitan perusteella. Puun korkeuden mittaamiseen on useampi menetelmä, jonka valinta voi vaikuttaa jonkin verran tuloksen tarkkuuteen (Hiernaux et al., 2023). Puun korkeus voidaan mitata kaatamisen yhteydessä perinteisesti mittanauhalla (Saint-André et al., 2005) tai maastossa pystypuusta esimerkiksi klinometrin eli kaltevuusmittarin tai laseretäisyysmittarin avulla (Hunter et al., 2013).

Koska puuta ei kaadeta ei-tuhoavassa mittauksessa, puun biomassaa ei voida punnita suoraan. Sen sijaan biomassan arviointi perustuu tuhoavan mittauksen avulla validoituihin arvoihin ja malleihin. Ei-tuhoava kenttämittaus on logistisesti kevyempi ja soveltuu käytettäväksi alueilla, joissa puun kaataminen ei ole joko käytännöllistä tai mahdollista (Montès et al., 2000), kuten suojelualueilla ja kaupunkialueilla (Vashum ja Jayakumar, 2012; Makinde et al., 2017). Menetelmän rajoitteena on kuitenkin se, että tulokset perustuvat malleihin ja yhtälöihin, eikä todennettuun biomassaan, minkä vuoksi sen validointi on haasteellista (Vashum ja Jayakumar, 2012). Lisäksi työ on yhä manuaalista, ja suurten alueiden kattaminen vaatii merkittävästi resurssia paikkatietopohjaisiin menetelmiin verrattuna (Issa et al., 2020).

Kenttämittaukseen perustuvaa laajamittaista tietoa puuston biomassasta voidaan luoda metsäinventointien avulla. Vaikka tässä diplomityössä keskiössä ovatkin kaupunkialueet, on tärkeä ymmärtää niiden tausta yleisesti seuraavista syistä: (1) metsän inventointitietoja kerätään usein hyvin laajasti, tarjoten arvokkaan tietolähteen biomassan arviointiin eri puulajien ja olosuhteiden osalta (Schroeder et al., 1997), ja (2) tässä diplomityössä käytetään yhtenä vertailuaineistona Suomen metsäinventoihin perustuvaa paikkatietoaineistoa, MVMI 2019 -aineistoa (Luonnonvarakeskus, 2021).

Metsäinventaariot perustuvat usein tilavuusperusteisiin mittauksiin, ja niitä voidaan toteuttaa niin alueellisella kuin kansallisella tasolla (Qureshi et al., 2012). Tilavuustiedot voidaan puolestaan muuntaa biomassaksi joko muuntokertoimien tai puiden keskimääräisien tiheyksien avulla (Phillips et al., 1998). Metsäinventointien yhdistämistä kaukokartoitus- ja GIS-

menetelmiin voidaan kuitenkin skaalata laajasti, mikä lisää niiden merkitystä biomassan arvioinnissa myös rakennetussa ympäristössä (Ren et al., 2011).

Suomessa metsäinventointeja on toteutettu seuraavasti. Koealamittaukset ovat metsäinventointien perusyksikkö, jotka muodostavat pohjan maastotiedoille ja tilastolliselle estimoimiselle (Tomppo, 2006). Koealat ovat tavallisesti ympyränmuotoisia (säde tyypillisesti 9 metriä) metsäaloja, joilta mitataan yksityiskohtaisesti puiden ominaisuudet. Esimerkiksi NFI12-NF13:n yhteydessä mitattiin yli 70 000 koealaa koko maassa, joista osaa käytetään pysyvinä koealoina jatkuvuuden ja muutosten seuraamisen mahdollistamiseksi (Mäkisara et al., 2022). Suomi ja monet muut valtiot ylläpitävät kansallisia metsäinventointeja (NFI), joissa kerätään tietoa puulajeista, tilavuuksista ja ikärakenteista. Nämä tarjoavat merkittävän tietovaraston biomassan ja hiilivarastojen arviointiin (Tomppo et al., 2010).

Muut biomassan ja hiilivaraston arvioinnin menetelmät pohjautuvat lähtökohtaisesti kenttämittauksiin, koska niiden avulla voidaan tuottaa tarkin tieto puuston todellisesta rakenteesta. Seuraavissa luvuissa käsitellään allometrisia yhtälöitä sekä paikkatietopohjaisia menetelmiä, joiden avulla voidaan arvioida puuston biomassaa laajemmilta alueilta.

2.3 Allometriset yhtälöt

Allometriset yhtälöt ovat tilastollisia malleja, joilla pyritään ennustamaan tyypillisesti puun tilavuutta tai biomassaa sen helposti mitattavien ominaisuuksien, kuten puun DBH:n tai korkeuden perusteella (Picard et al., 2012). Yhtälöt perustuvat biologiselle oletukselle, että puun mittasuhteet (esimerkiksi DBH:n ja korkeuden suhde) noudattavat tiettyjä systemaattisia kaavoja, joita voidaan yleistää riittävän samankaltaisissa olosuhteissa kasvaneille puille (Kumar ja Mutanga, 2017). Allometriset yhtälöt muodostetaan tuhoavien kenttämittausten avulla, kuten luvussa 2.2.1 kuvattiin. Kenttämittausten otospuiden valittuihin muuttujiin (esimerkiksi DBH) sovitetaan regressiomalli tilavuuden tai biomassan ennustamiseksi (Baskerville, 1972). Allometrinen yhtälö on usein muodoltaan eksponentiaalinen tai logaritminen (yhtälöt 2 ja 3):

$$Y = a \cdot X^b, \tag{2}$$

$$ln(Y) = ln(a) + b \cdot ln(X), \tag{3}$$

missä Y kuvaa riippuvaista muuttujaa (kuten puun biomassa), X kuvaa riippumatonta muuttujaa (kuten DBH), ja a ja b ovat yhtälön vakio ja kulmakerroin (Pati et al., 2022). Mallissa voi olla kuitenkin useampia riippumattomia muuttujia, ja useimmiten yhtälöissä käytetäänkin DBH:n lisäksi toisena muuttujana puun korkeutta (Satoo ja Madgwick, 1982; Repola, 2009).

Joissain allometrisissa yhtälöissä on käytetty muuttujina muun muassa latvuksen halkaisijaa (Jucker et al., 2016), puuaineksen tiheyttä (Chave et al., 2015) ja puun ikää (Sanquetta et al., 2015).

Kuten yllä on mainittu, allometriset yhtälöt muodostetaan usein kuvaamaan joko puiden biomassaa tai rungon tilavuutta. Biomassaa voidaan arvioida kuitenkin myös suoraan rungon tilavuuden kautta, joko puun tiheyden tai erikseen kehitettyjen biomassan muuntokertoimien avulla. Puun tiheys (kg/m^3) kuvaa biomassan suhdetta tilavuuteen ja vaihtelee laji- ja jopa yksilökohtaisesti (Hakkila, 1979). Koska yksittäisen puun tiheyden mittaaminen ei ole käytännössä mahdollista ilman tuhoavaa kenttämittausta, allometrisissa malleissa käytetään yleensä kullekin lajille tai alueelle mitattuja keskimääräisiä tiheyksiä. Biomassan muuntokertoimet ovat puolestaan laji- ja aluekohtaisia kertoimia, joiden avulla voidaan skaalata arvio biomassasta koko puulle tai esimerkiksi sen maanpäälliselle osuudelle (Satoo ja Madgwick, 1982; Ikhsan et al., 2021). Biomassan muuntokertoimissa voidaan käyttää muuttujina tilavuuden lisäksi esimerkiksi pääpuulajikoostumusta ja puuston ikää (Ren et al., 2011; Lehtonen et al., 2004).

Allometrisia yhtälöitä voidaan soveltaa eri mittakaavoissa, esimerkiksi yksittäisten puiden tai metsäalan tasolla (Castedo-Dorado et al., 2012). Toisekseen yhtälöt voivat kuvata joko puun kokonaisbiomassaa, maanpäällistä tai maanalaista biomassaa, tai yksittäistä puun komponenttia, kuten rungon biomassaa (Repola, 2008). Allometrisia yhtälöitä voidaan lisäksi laatia joko yksittäisille lajeille, jolloin ne ottavat paremmin huomioon lajin ominaispiirteet, tai useammalle lajille soveltuviksi yleistetyiksi yhtälöiksi (Issa et al., 2020). Allometrisia malleja voidaan kehittää myös alueellisesti eri skaaloissa: tietyn metsikön, alueen tai kokonaisten kasvillisuusvyöhykkeiden tasolla (Yuen et al., 2015).

Laajojen alueet yleistetyt mallit ovat helpommin käytettävissä, koska ne vaativat vähemmän esitietoa (esimerkiksi tieto puun lajista). Yksinkertaistetut yhtälöt tuottavat kuitenkin suurempia virheitä, sillä ne eivät ota yhtä hyviin paikallisia olosuhteita. Tarkimmat arviot biomassasta saavutetaankin lajikohtaisilla ja alueellisesti kalibroiduilla malleilla (Litton ja Kauffman, 2008).

Allometrinen yhtälö ei itsessään ole paikkatietopohjainen metodi, mutta ne integroituvat keskeisesti paikkatietomenetelmiin. Ensinnäkin allometristen yhtälöiden muuttujia, kuten puun korkeutta ja rungon läpimittaa, voidaan mitata paikkatietomenetelmien kautta, kuten laserkeilauksella (esim. Schick et al., 2023). Toisekseen allometrisia malleja hyödynnetään usein kalibroitaessa laajoja kaukokartoitusaineistoja, kuten satelliittikuvia (Makinde et al., 2017). Lisäksi allometriset yhtälöt toimivat usein paikkatietopohjaisten menetelmien mallien taustalla, josta on kuvattu esimerkkejä myöhemmissä luvuissa.

Allometrisillä malleilla on merkittäviä rajoitteita liittyen niiden yleistettävyyteen, otanta-aineiston laatuun ja soveltuvuuteen erilaisissa

kasvuympäristöissä. Mallien tarkkuus riippuu suoraan otospuiden määrästä, laadusta ja edustavuudesta. Calders et al. (2022) ovat havainneet lauhkean vyöhykkeen yleisimmin käytettyjen mallien osalta, että ne aliarvioivat systemaattisesti biomassaa, koska suurikokoiset puut olivat otoksissa aliedustettuina. Vastaavat vinoutumat toistuvat heidän mukaansa muissakin malleissa, joissa otosaineisto ei kata puiden kokojakauman ääripäitä tai perustuu yksinkertaistettuihin oletuksiin mittasuhteiden skaalautuvuudesta. Yhtälöiden soveltaminen eri alueille voi tuottaa lisäksi merkittäviä virheitä, koska biomassan jakauma vaihtelee merkittävästi sekä lajien välillä että ympäristötekijöiden, kuten kasvupaikan ja metsän iän, mukaan (Montagu et al., 2005).

Kaupunkialueilla nämä ongelmat voivat korostua. Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että metsäympäristöön kehitetyt mallit eivät sovellu sellaisenaan avoimesti kasvavien kaupunkipuiden biomassan arviointiin (mm. McHale et al., 2009; Timilsina et al., 2014; Riikonen et al., 2017). Tulokset eivät kuitenkaan ole yksiselitteisiä: joidenkin tutkimusten mukaan metsäpohjaiset mallit tuottavat kaupunkipuiden osalta 25 % yliarvion (Nowak, 1994), mutta toisten tutkimusten mukaan virheen suunta voi vaihdella (Raciti et al., 2014). Tanhuanpää et al. (2017) päätyivät tuloksiin, joissa yksittäiset metsissä kehitetyt allometriset biomassamallit (Repola, 2009) tuottivat kaupunkialueen koivupuiden AGB:n osalta puolestaan lievää aliarviota (–3–10 %) ja noin 66 kg (21 %) suuruista virhettä (RMSE). Jo ja McPherson (1995) puolestaan havaitsivat useampaa puulajia kattavassa tutkimuksessaan, että metsäpohjaiset mallit tuottivat joidenkin puulajien osalta kaupunkialueella jopa 54–82 % yliarvion ja joidenkin osalta 5–33 % aliarvion kaupunkipuiden biomassan arvioinnissa, osoittaen suurta hajontaa. McHale et al. (2009) havaitsivat myös suurta variaatiota tutkimuksessaan, jossa vain 11 puulajia 31:sta tuottivat kohtuullisia virheitä (± 11–23 %), kun muiden puulajien osalta virheiden skaala saattoi olla jopa moninkertainen (suurimmillaan jopa 90–300 %).

Yhteenvetona voidaan todeta, että allometriset yhtälöt ovat keskeinen työkalu biomassan arvioinnissa, mutta niiden luotettavuus riippuu olennaisesti siitä, miten hyvin valittu malli vastaa arvioitavien puiden ominaisuuksia (mm. puulaji, ikä, kasvualusta ja alueellinen yhteneväisyys). Tämän diplomityön kannalta allometriset yhtälöt ovat keskeisessä roolissa, sillä työn vertailuaineistojen (Metsäkanta-, MVMI- ja HSY-aineistot) biomassa-arviot pohjautuvat suurella painoarvolla metsäpohjaisiin allometrisiin yhtälöihin ja Metsäkanta-aineiston osalta BGB laskettiin suoraan allometristen yhtälöiden avulla. Seuraavassa luvussa käsitellään biomassan arvioimista laserkeilaukseen ja pistepilviaineistoihin perustuen.

2.4 Pistepilvimenetelmät

Laserkeilaus on aktiivinen kaukokartoitusmenetelmä, jossa ympäristöstä muodostetaan kolmiulotteinen malli lähettämällä ja vastaanottamalla laserpulsseja (Calders et al., 2020). Menetelmä mahdollistaa puuston tarkkojen rakennetietojen mittaamisen, jonka myötä se on vakiintunut työväline biomassan arvioinnissa (Dubayah ja Drake, 2000; Calders et al., 2020; Saarela et al., 2022). Laserkeilauksen tuottamaa pistemäistä dataa kutsutaan pistepilveksi, josta voidaan johtaa puuston ominaisuuksia ja siten epäsuorasti biomassaa ja hiilivarastoa.

Laserkeilaus voidaan jakaa kolmeen yleiseen tekniikkaan: maalaserkeilaukseen (TLS), mobiililaserkeilaukseen (MLS) ja ilmalaserkeilaukseen (ALS) (Muhojoki et al., 2024). TLS tuottaa erittäin tiheän ja tarkan pistepilven ja on soveltuva erityisesti yksittäisten puiden ja niiden rakenteiden mallintamiseen (Calders et al., 2015). MLS mahdollistaa liikkuvuuden ja soveltuu kaupunkialueiden tiedonkeruuseen esimerkiksi ajoneuvon tai selkärepun avulla. MLS:n tarkkuus on osoittautunut hyväksi mm. puun korkeuden, halkaisijan ja latvuksen leveyden mittauksessa (Zhao ja Hu, 2017). ALS on tyypillisin menetelmä suurten alueiden kartoittamiseen, ja se mahdollistaa tarkempien latvuspintamallien tuottamisen (Lefsky et al., 2002).

Puiden ominaisuuksiin liittyvät pistepilvimenetelmät voidaan jakaa kahteen pääryhmään: yksinpuintulkintaan (engl. *individual tree detection*, ITD) tai aluepohjaiseen lähestymistapaan (engl. *area-based approach*, ABA) (Yu et al., 2011). Yksinpuintulkinnassa pistepilvestä erotellaan puut ja niiden ominaisuudet erilleen, kun taas ABA:ssa puuston ominaisuuksia arvioidaan puustoaluetta kuvaavan pistepilven ominaisuuksien perusteella. Tässä diplomityössä yksinpuintulkinta on keskeisessä roolissa, sillä työssä käytetään yhtenä vertailuaineistona laserkeilaukseen ja yksinpuintulkintaan pohjautuvaa paikkatietoaineistoa, Metsäkanta-aineistoa (Maanmittauslaitos, 2020a). Aineiston taustamenetelmän kuvaus on selitetty alempana (Yu et al., 2011).

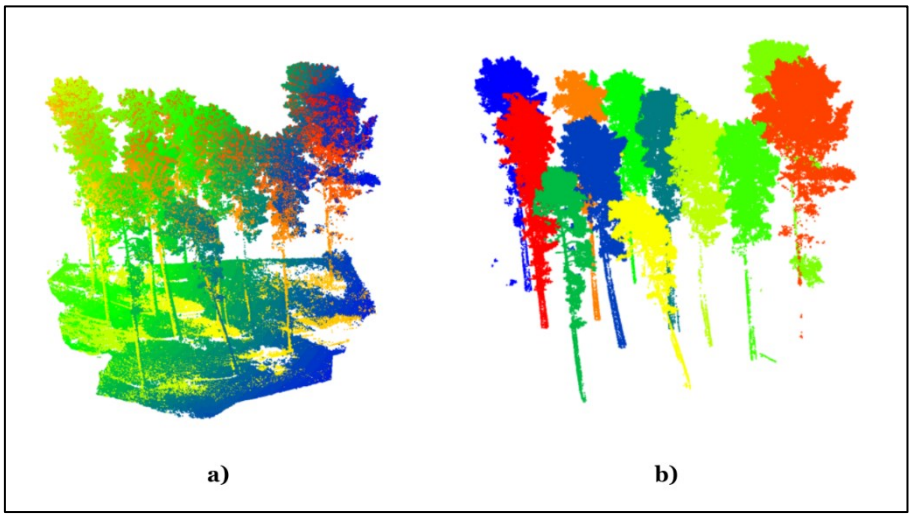
2.4.1 Yksinpuintulkinta

Yksinpuintulkinta (ITD) on menetelmä, jossa yksittäiset puut pyritään tunnistamaan ja mallintamaan pistepilvestä (Yu et al., 2011; Qian et al., 2023). Menetelmä perustuu tyypillisesti siihen, että luokitellusta pistepilvestä erotellaan ensiksi maastoa ja kasvillisuutta kuvaavat pisteet. Kasvillisuutta kuvaavista pisteistä muodostetaan latvuskorkeusmalli (engl. *canopy height model*, CHM), joka kuvaa latvusrakenteen muotoa ja korkeuseroja.

CHM toimii lähtökohtana yksittäisten latvushuippujen tunnistamiseen ja latvusten segmentointiin. Esimerkiksi Yu et al. (2011) käyttivät seuraavaa prosessia: CHM suodatettiin Gaussin suodattimella, jolla tasoitettiin latvuksen pinnan muotoa. Sen jälkeen laskettiin minimikaarevuudet (engl., *minimum curvature*), joiden suuremmat arvot kuvasivat puiden huippuja.

Näiden avulla tuotettiin kontrastiltaan korostettu rasteri, josta puiden latvushuiput tunnistettiin lokaalien maksimiarvojen perusteella. Näiden maksimaaliarvojen perusteella muodostettiin latvuksia kuvaavat segmentit.

Segmenttien sisäpuolelle osuvat pisteet eroteltiin ja tulkittiin yksittäiseen puuhun kuuluviksi. Havaituille puille voidaan siten laskea puuta kuvaavia ominaisuuksia, kuten puun sijainti, korkeus, halkaisija ja rungon tilavuus (Yu et al., 2011; Qian et al., 2023). Kuvasta 2 voidaan nähdä esimerkki pistepilviaineiston yksinpuintulkinnan alku- ja lopputilanteesta (Windrim ja Bryson, 2021).



Kuva 2: Ilmalaserkeilausaineiston yksinpuintulkinta. (**a**) Käsittelemätön pistepilvi, (**b**) erotelluista puista koostuva pistepilvi. Kuva: Windrim ja Bryson (2021).

Seuraavissa osioissa on käsitelty erilaisia tapoja arvioida puun biomassaa yksinpuintulkinnan avulla: mallipohjaisella ennustamisella, puiden geometristen muuttujien hyödyntämisellä tai rungon tilavuuden mallintamisen kautta.

2.4.2 Yksinpuintulkinta: pistepilven muuttujat

Yu et al. (2011) esittävät yksinpuintulkintaan perustuvan lähestymistavan, jossa puun geometrisia ominaisuuksia ennustetaan pistepilven muuttujien perusteella hyödyntäen Random Forest -mallia (RF). RF on ei-parametrinen koneoppimismenetelmä, joka yhdistää useita päätöspuita ennusteen tekemiseksi ja käyttää satunnaista ominaisuuksien valintaa haarautumiskohdissa, mikä parantaa mallin kestävyyttä kohinalle ja vähentää yliohjautumisen riskiä (Breiman, 2001). Yu et al., (2011) käyttivät RF-mallia suoraan puun ominaisuuksien, kuten puun halkaisijan ja tilavuuden mallintamiseen segmentoitujen puiden ja opetusdatan perusteella. Heidän tarkkuutensa

puiden tunnistamisessa oli noin 69 %, ja lisäksi puun korkeuden, DBH:n ja rungon tilavuuden keskimääräiset virheet (RMSE%) olivat noin 10,0 %, 21,4 % ja 45,8 %, ja R-arvot 0,93, 0,79 ja 0,87, järjestyksessä. Tässä diplomityössä käytetty Metsäkanta-aineisto pohjautuu suoraan samaan menetelmään, jonka Yu et al., (2011) ovat esittäneet: yksinpuintulkintaan ja puiden ominaisuuksien ennustamiseen Random Forest -mallin avulla. Gao ja Zhang (2021) ovat käyttäneet mallia hieman eri näkökulmasta: ne hyödynsivät RF-mallia regressioyhtälöiden muodostamiseen, niin että kullekin puulajille valittiin parhaiten biomassaa selittävät muuttujat.

Mallintamispohjaista yksinpuintulkintaa on sovellettu kaupunkiympäristössä puiden biomassojen arviointiin. Esimerkiksi Schick et al. (2023) yhdistivät CHM:stä ja ortokuvista visuaalisesti rajatut puulatvukset lajikohtaisiin (n=14) regressiomalleihin. Latvukset tunnistettiin heuristisesti ortokuvien (0,70 m resoluutio) ja latvuskorkeusmallin avulla, mikä paransi tarkkuutta, mutta rajoitti menetelmän skaalautumista manuaalisen vaiheen vuoksi. Erotelluista pistepilvistä johdettiin useita muuttujia, jotka liittyivät puun korkeuteen, pisteiden intensiteettiin ja pistepilven rakenteeseen. Tämän jälkeen muuttujia sovellettiin lineaarisen regressiomallin avulla arvioimaan biomassa-arvoja: mallien selitysasteet (R^2) vaihtelivat paljon lajeittain (0,26–0,98), joissa havupuiden keskiarvo oli 0,41 ja lehtipuiden 0,62. Huomionarvoista on lisäksi, että mallin toimivuutta verrattiin allometrisiin yhtälöihin (Jenkins, 2003) perustuvaan biomassan arvioon, ei todelliseen biomassaan.

Heikoimmin korreloituvien puulajien osalta virhelähteinä pidettiin tutkimuksessa erityisesti segmentointivirheitä ja latvusmallien päällekkäisyyttä (Schick et al., 2023). Tulokset osoittavat, että menetelmien tarkkuus on korkeampi harvassa tai säännöllisesti kasvavassa puustossa, kun taas tiheissä ja rakenteellisesti monimuotoisissa kohteissa virheiden määrä kasvaa. Tutkijat ehdottavat tarkkuuden parantamiseksi kehittyneempiä segmentointimenetelmiä sekä puuston lisätietojen hyödyntämistä, kuten sen ikää.

2.4.3 Yksinpuintulkinta: puun geometriset ominaisuudet

Puiden biomassaa voidaan arvioida yksinpuintulkinnalla johdettujen geometristen muuttujien, kuten puun korkeuden, rungon halkaisijan ja latvuksen koon perusteella. Esimerkiksi puun korkeus voidaan määrittää latvusheijastusten keskiarvokorkeudesta (Kellner et al., 2009). Kaupunkialueilla yksinpuintulkintaa on sovellettu mobiililaserkeilauksen avulla, ja se on osoittautunut tarkaksi menetelmäksi geometristen muuttujien mittaamisessa (Zhao ja Hu, 2017). Tutkimuksessa rungon pistepilvi jaettiin lyhyisiin segmentteihin, joiden halkaisijan keskiarvoista laskettiin DBH. Latvuksen leveyden arvioinnissa käytettiin ellipsin sovitusalgoritmia (engl. *direct least square fitting of ellipses*) (Fitzgibbon et al., 1999). Algoritmi etsi latvuksen alueelta laskennallisesti mahdollisimman pienen virhesumman omaavia ellipsejä, joiden akselien keskiarvosta johdettiin latvuksen keskimääräinen

leveys. Menetelmillä saavutettiin otospuiden osalta korkeita tarkkuuksia: latvuksen halkaisija voitiin arvioida 0,20 metrin, puun korkeus 0,10 metrin, ja rungon halkaisija jopa 0,5 senttimetrin tarkkuudella. Menetelmä soveltuu hyvin kaupunkiympäristöihin, mutta sen laajamittaisen käytön rajoitteena nostettiin tutkimuksessa pistepilviaineiston käsittelyyn liittyvä suuri manuaalisen työn tarve. Lisäksi menetelmä vaatii joko regressio- tai allometrisen yhteyden biomassa-arvion muodostamiseksi yksittäisistä mitta-arvoista (Zhao ja Hu, 2017), jolloin menetelmän tarkkuus riippuu valitusta mallista.

Pistepilviä voidaan tuottaa laserkeilauksen lisäksi myös fotogrammetrisesti. Nevalainen et al. (2017) tuottivat UAV-kuvauksella yksinpuintulkintaan soveltuvaa tiheää pistepilveä hyödyntäen RGB- ja hyperspektrikuvia. Yksittäisten puiden tunnistustarkkuus vaihteli heidän tutkimuksessaan alueen ominaisuuksista riippuen 40–95 % välillä, mikä osoittaa fotogrammetristen aineistojen potentiaalia puukohtaisessa arvioinnissa.

2.4.4 Yksinpuintulkinta: rungon tilavuus

Yksinpuintulkinnalla voidaan arvioida puiden biomassaa myös suoraan rungon tilavuuden kautta, silloin kun se voidaan erotella pistepilvestä. Tanhuanpää et al. (2017) arvioivat kaupunkipuiden biomassaa maalaserkeilauksen (MLS) avulla, yhdistämällä rungon tilavuuden lajikohtaisiin keskiarvotiheyksiin. Tilavuus määritettiin jakamalla manuaalisesti eroteltu runko 10 cm välein poikkileikkauksiin, joiden läpimitat johdettiin sovittamalla ympyrät pistepilveen kussakin korkeustasossa. Läpimittojen vaihtelun tasaamiseksi sovellettiin niin sanottua *spline*-käyrää (tai ns. *stem curve*), joka kuvasi rungon muotoa jatkuvana käyränä, pienentäen erityisesti yläosan mittausvirheitä. Lopullinen tilavuus laskettiin tämän tasoitetun, sylinterimäisen pintaprofiilin avulla. Tutkimuksessa saavutettiin kohtuullisen korkeita tarkkuuksia rungon biomassassa (RMSE 7–11 %), mutta esimerkiksi oksiston osalta biomassa-arvioita ei voitu muodostaa ollenkaan johtuen laserkeilausaineiston laadun ongelmista.

Tilavuus voidaan arvioida myös tarkemmin mallintamalla koko puun rakenne sylintereinä. Raumonen et al. (2013) kehittivät maalaserkeilausaineistolle soveltuvan rakennemalleihin (engl. *Quantitative Structure Mode*l eli QSM) perustuvan menetelmän, joka pyrkii automaattisesti sovittamaan sylinterimuotoisia kappaleita puun runkoa ja oksistoa mukaillen. QSM-menetelmää on käytetty kirjallisuudessa puun tilavuuden ja sitä myöten biomassan arviointiin (Raumonen et al., 2013; Calders et al., 2015; Demol et al., 2022). Calders et al. (2015) raportoivat QSM-mallien tuottavan puuston kokonaistilavuudelle 9,7 % virheen, kun vastaavasta aineistosta allometrisillä yhtälöillä tuotettu virhe oli jopa 29,9–36,6 %. Se soveltuu kuitenkin vain erityisen tarkalle pistepilvelle, jossa yksittäisen puun geometria on mitattu useamman suunnan kautta. QSM-menetelmän haasteina on nostettu myös

sensitiivisyys pistepilven kohinalle ja epätarkkuudelle, mitä esiintyy erityisesti pienissä puissa sekä oksistossa (Demol et al., 2022).

2.4.5 Aluepohjainen lähestymistapa

Aluepohjaisessa lähestymistavassa eli ABA:ssa puita ei pyritä erottelemaan toisistaan, vaan biomassaa arvioidaan aluekohtaisesti pistepilven muuttujien perusteella, tyypillisesti käyttämällä regressiomalleja (Yu et al., 2011). Näitä muuttujia ovat esimerkiksi pistepilven latvuskorkeuden jakauma (eli pistepilven keski- ja maksimikorkeus), laserpisteiden heijastuman jakauma sekä pistepilven tiheyden jakauma, joiden avulla lasketaan biomassa joko suoraan tai välillisesti tilavuuden tai puuston pohjapinta-alan avulla (Lim et al., 2003; Næsset, 2002).

Gao ja Zhang (2021) eristivät puustoa kuvaavasta pistepilvestä yhteensä 63 muuttujaa, jotka koostuivat puun latvusrakennetta, maanpinnan ominaisuutta sekä pistepilven vertikaalista jakaumaa ja tiheyttä kuvaavista muuttujista. Kullekin puulajille valittiin biomassan arviointia varten regressioyhtälöihin optimaaliset selittävät muuttujat. Tutkimuksessa havaittiin suuria vaihteluita estimoidun biomassan tarkkuudessa eri puulajeittain (R^2-arvot vaihtelivat 0,19–0,76 välillä). Tämä on merkittävä tulos, sillä se kertoo suuresta variaatiosta sekä menetelmien toimivuudessa että optimaalisten muuttujien valinnassa eri puulajien välillä. Useissa muissa tutkimuksissa biomassaa on arvioitu puun korkeuden perusteella (mm. Næsset ja Gobakken, 2008; Goetz ja Dubayah, 2011; He et al., 2013; Lu et al., 2019), kun taas Gao ja Zhang (2021) havaitsivat tutkimusotoksessaan esimerkiksi männyn AGB:n korreloivan paremmin pistepilven maanpintaa kuvaavien muuttujien kanssa, ja puolestaan lehtipuiden AGB:n korreloivan paremmin pistepilven tiheysmuuttujien kanssa.

Puulajin tunnistuksen kriittisyys nousee selvästi kirjallisuudessa yhtenä olennaisena piirteenä osana pistepilvipohjaisia menetelmiä. Tämä voidaan havaita suurena variaationa mallien toimivuudessa eri puulajien välillä (mm. Gao ja Zhang, 2021; Schick et al., 2023), kuten yllä on kuvattu. Eroavaisuuksia voidaan selittää esimerkiksi seuraavasti: puulajikohtaiset erot latvusrakenteessa, heijastusominaisuuksissa ja kasvutavassa vaikuttavat pistepilvistä johdettavien muuttujien käyttökelpoisuuteen (Gao ja Zhang, 2021). Lisäksi allometrisiin yhtälöihin pohjautuvat pistepilvimenetelmät vaativat tiedon tarkasta puulajista, jotta niissä voidaan käyttää tarkempia, lajikohtaisia yhtälöitä.

Pistepilvimenetelmät tarjoavat tehokkaan keinon arvioida puiden biomassaa sekä laajemmilla alueilla että yksittäisten puiden tasolla. Yksinpuintulkinta mahdollistaa puukohtaisen rakenteen ja biomassan arvioinnin joko geometristen muuttujien tai ennustavien mallien avulla (Yu et al., 2011; Qian et al., 2023). Menetelmä toimii tehokkaasti erityisesti harvassa ja selkeästi erottuvassa puustossa, ja sillä on korkea erottelukyky

kaupunkiympäristöissä. Yhtenä merkittävänä etuna on nostettu, että yksinpuintulkinta ei vaadi suurta pistetiheyttä, vaan noin 2 pistettä/m² riittää luotettavaan tulkintaan (Kaartinen ja Hyyppä, 2008). Lisäksi se mahdollistaa yksityiskohtaisen puukohtaisen analyysin, esimerkiksi puun lajin, latvusrakenteen tai rungon tilavuuden tasolla (Yu et al., 2011).

Menetelmän tarkkuus riippuu kuitenkin useammasta tekijästä: puuston rakenteesta, pistepilven laadusta, käytettävistä muuttujista sekä puulajin tunnistuksen onnistumisesta (Calders et al., 2015; Gao ja Zhang, 2021). Haasteita aiheuttavat erityisesti tiheä ja kerroksellinen puusto, jossa latvusten päällekkäisyys ja segmentointivirheet heikentävät puiden tunnistettavuutta (Raciti et al., 2014; Schick et al., 2023). Lisäksi pistepilviaineistoihin liittyy teknisiä rajoitteita, kuten kohinaa, siroamista, lehdistön aiheuttamia katveita sekä kohdistusvirheitä, jotka heikentävät mittaustarkkuutta (Tanhuanpää et al., 2017; Demol et al., 2022).

Vaikka ilmalaserkeilaus mahdollistaa suurten alueiden kattavan tiedonkeruun, sen rajoitteina ovat usein suhteellisen korkeat kustannukset ja harva ajallinen resoluutio. Aluepohjaisen menetelmän (ABA) etuna on parempi skaalautuvuus tilanteissa, joissa yksittäisiä puita ei voida erottaa, mutta samalla menetetään puukohtainen tieto ja tulokset voivat olla herkkiä segmentointirajoihin (Yu et al., 2011).

2.5 Satelliittikuviin perustuvat menetelmät

Satelliittikuvauksen avulla voidaan kerätä laajamittaisesti tietoa kasvillisuuden määrästä ja rakenteesta. Satelliittikuvaukseen perustuvat biomassan arviointimenetelmät hyödyntävät kasvillisuudesta heijastuvan elektromagneettisen säteilyn spektriarvoja. (Lu et al., 2016). Näitä spektriarvoja voidaan yhdistää maastomittausten kanssa biomassan arviointiin esimerkiksi hyödyntämällä vakiintuneita kasvillisuusindeksejä, kuten NDVI:tä (Gupta et al., 2023), tai yhdistämällä spektritietoa kenttäaineistoon erilaisten mallintamismenetelmien avulla. Näihin kuuluvat muun muassa lineaariset ja ei-lineaariset regressiomallit, koneoppimismenetelmät (esim. k-NN, päätöspuut, neuroverkot) sekä semi-empiiriset lähestymistavat (Mäkisara et al., 2022; Issa et al., 2020).

Kasvillisuusindeksit ovat spektrikaistoihin perustuvia matemaattisia muunnoskaavoja, jotka kuvaavat muun muassa kasvillisuuden vihreyttä, määrää ja jakautumista (Das ja Singh, 2012). Kasvillisuusindeksejä voidaan muodostaa joko pelkästään näkyvän valon taajuusalueista tai yhdistämällä näkyvän valon ja lähi-infrapunasäteilyn (NIR) spektrit, joita saadaan multi- tai hyperspektraalisista kuvista (Marcial-Pablo et al., 2018). Kasvillisuusindekseissä hyödynnetään usein erityisesti punaisen ja NIR-kaistojen heijastuksia, koska nämä kaistat reagoivat voimakkaasti vihreän kasvillisuuden määrään (Colwell, 1974).

Yleisimpiä kasvillisuusindeksejä biomassan ja hiilen määrän arvioinnissa ovat muun muassa ovat muun muassa NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), EVI (Enhanced Vegetation Index) ja LAI (Leaf Area Index) (Gupta et al., 2023). NDVI eli normalisoitu kasvillisuusindeksi on yksi vanhimmista ja yleisimmin käytetyistä indekseistä (Rouse et al., 1973). EVI on tehostettu kasvillisuusindeksi, joka huomioi paremmin kasvillisuuden tiheyden ja ilmakehän vaikutukset (Huete et al., 2002). LAI puolestaan kuvaa lehtipinta-alan ja maanpinta-alan välistä suhdetta (Myneni et al., 2002), ja se korreloi hyvin biomassan ja fotosynteettisen aktiivisuuden kanssa (Gupta et al., 2023). Lisäksi laajasti käytettyjä indeksejä biomassan arvioinnissa ovat SAVI (Huete, 1988), ARVI (Kaufman ja Tanre, 1992), DVI (Richardson ja Wiegand, 1977) sekä yksinkertainen suhdeindeksi SR (Simple Ratio), joiden avulla voidaan parantaa biomassamallien herkkyyttä erityyppisissä kasvillisuus- ja maaperäolosuhteissa. Kokonaisuudessaan on arvioitu, että jopa kaksi kolmasosaa kaukokartoituspohjaisista biomassan arviointimenetelmistä perustuu kasvillisuusindekseihin (Issa et al., 2020).

Toinen keskeinen lähestymistapa perustuu spektriarvojen ja kenttäpohjaisten biomassamittausten yhdistämiseen mallinnuksen avulla. Näissä menetelmissä satelliittikuvan jokaiselle pikselille pyritään löytämään kenttämittauksista muodostettu opetusjoukko, jonka avulla rakennetaan biomassamalli. Esimerkiksi Makinde et al. (2017) loivat maankäyttöluokkiin perustuvan biomassamallin, jossa kenttämittaukset toimivat opetusluokkina satelliittikuvien spektrisignatuurien tulkinnassa. Alue jaettiin kuuteen erilliseen maankäyttöluokkaan, jossa kullekin luokalle määritettiin keskimääräinen biomassatiheys kenttämittausten ja yleistettyjen allometristen yhtälöiden perusteella. Kunkin luokan kokonaisbiomassa saatiin arvioitua spektriarvoihin suhteutettujen biomassatiheyksien ja pinta-alan perusteella.

Suomessa samankaltaista lähestymistapaa on hyödynnetty olennaisena osana valtakunnan metsien inventointia (VMI). Luonnonvarakeskus (Luke) on tuottanut kahden vuoden välein päivittyvän biomassakartan (MVMI). Biomassan arviointi toteutettiin seuraavalla tavalla (Mäkisara et al., 2022): biomassojen lukuarvo laskettiin yhdistämällä kenttämittauksia, allometrisia yhtälöitä ja satelliittikuvia k-Nearest Neighbour (k-NN) -koneoppimismenetelmällä. Ensin koealamittauksista (n=52 383) laskettiin yksittäisten puiden tasolla biomassat puuaineiden tiheysmallien (Repola et al., 2007) sekä allometristen yhtälöiden avulla (Repola, 2008; Repola, 2009). Sen jälkeen satelliittikuvan jokaiselle pikselille (16 m × 16 m) estimoitiin biomassa-arvo: kullekin pikselille haettiin ne koealat, joiden spektriarvot olivat lähimpänä pikselin arvoja, ja näiden koealojen biomassaa käytettiin mallintamaan pikselin biomassaa (Mäkisara et al., 2022). Ajalliset eroavaisuudet otettiin huomioon biomassan tilavuuskasvumallien avulla (Nyyssönen ja Mielikäinen, 1978). Menetelmässä lisäksi huomioitiin koealojen maantieteellinen sijainti ja metsätyyppi, jotta metsärakenteen vaihtelun vaikutus oli mahdollisimman pieni. Digitaalista maastomallia puolestaan hyödynnettiin vähentämään maaston

kaltevuuden aiheuttamia spektripoikkeamia, ja metsäalueet eroteltiin maankäyttöaineistojen avulla. Näin muodostettu rasteripohjainen aineisto toimii alueellisena biomassan ja hiilivaraston estimaattina.

Vaikka kasvillisuusindeksit ovat vain yksi sovellusmuoto satelliittikuviin perustuvissa arviointimenetelmissä, niiden yhdistäminen mallipohjaisiin lähestymistapoihin on osoittautunut tehokkaaksi biomassan arviointikeinoksi (Moradi et al., 2022). Esimerkiksi Myeong et al. (2006) ja Bindu et al. (2020) ovat soveltaneet lineaarista regressiomallia NDVI:n avulla, jossa pikselikohtainen hiilivarasto, C (kg) saadaan laskettua:

$$C = a \cdot e^{NDVI \cdot b}, \tag{4}$$

missä a ja b ovat lineaarisesta regressiosta lasketut puulaji- ja aluekohtaiset vakiot ja *NDVI* on pikselin kasvillisuusindeksin skaalattu arvo.

Regressiomallien tarkkuutta voidaan usein parantaa hyödyntämällä useampaa indeksiä samanaikaisesti (Fardani et al., 2016). Esimerkiksi Das et al. (2021) hyödynsivät SAVI- ja ARVI-indeksejä maanpäällisen biomassan estimointiin eri maankäyttöluokissa ja saavuttivat korkean selitysasteen (R^2 = 0,85). Kaupunkialueiden hiilivarastojen arvioinnissa Khodakarami et al. (2022) sovelsivat puolestaan GWR-mallia (Geographically Weighted Regression) hyödyntäen korkean resoluution satelliittikuvasta johdettuja EGR- ja ERP-indeksejä (Excess Green ja Excess Red Plant Index). Mallin havaittiin soveltuvan kohtuullisen hyvin urbaanien ympäristöjen kasvillisuuden analysointiin (R^2 = 0,64). Indeksipohjaisia menetelmiä on sovellettu myös yhdistämällä niitä muihin ympäristömuuttujiin. Esimerkiksi Nurda et al. (2020) arvioivat hiilivarastoja hyödyntämällä NDVI:n ja kasvillisuuden perustuotannon välistä yhteyttä. LAI on puolestaan todettu tehokkaaksi muuttujaksi erityisesti kasvukauden aikaisessa biomassan arvioinnissa (Gupta et al., 2023).

Hiernaux et al. (2023) hyödynsivät latvuksen pinta-alaan perustuvaa allometrista mallia hyvin korkean spatiaalisen resoluution (< 1 m) satelliittikuvien avulla. Viimeaikaiset edistysaskeleet syväoppimismenetelmissä sekä korkearesoluutioisen datan saatavuus ovat mahdollistaneet yksittäisten puiden tarkan tunnistamisen ja kartoittamisen laajoillekin alueille (Hiernaux et al., 2023), mikä luo mahdollisuuden yksittäisten puiden allometristen yhtälöiden soveltamiselle osana hiilivarastojen arvioimista.

Menetelmien laajasta käytöstä huolimatta satelliittikuviin perustuvilla arvioilla on myös rajoitteita. Esimerkiksi latvuksen alla oleva kasvillisuus ei erotu satelliittikuvissa ja niiden spektriarvoissa riittävän tarkasti (Ren et al., 2011). Puuston ikää ei voida myöskään arvioida luotettavasti suoraan spektritiedon avulla (Sánchez-Azofeifa et al., 2009). Lisäksi vuodenaikojen vaihtelut vaikuttavat merkittävästi kasvillisuusindeksien ennustetarkkuuteen (Gupta et al., 2023). Thenkabail et al. (2004) ovat myös korostaneet sekä

spatiaalisen että spektraalisen resoluution merkitystä arvioiden tarkkuudessa.

Yhteenvetona voidaan todeta, että satelliittikuvien rooli biomassan ja hiilivaraston arvioinnissa on merkittävä. Niiden etuina ovat erityisesti alueellinen skaalattavuus ja korkea ajallinen resoluutio. Etenkin kasvillisuusindeksien käyttö on kirjallisuudessa vakiintunut tapa estimoida kasvillisuuden määrää. Vaikka tässä työssä ei hyödynnetä suoraan kasvillisuusindeksejä, ne edustavat kaukokartoituspohjaisen arvioinnin keskeisintä menetelmää. Suomen metsäinventoihin perustuvan monilähteisen k-NN-menetelmän korostaminen puolestaan on työn kannalta oleellista, sillä menetelmän pohjalta luotu MVMI-aineisto (Luonnonvarakeskus, 2021) on yksi työn vertailuaineistoista.

2.6 Muut menetelmät

Kaupunkialueen hiilivarastoja voidaan arvioida myös maanpeiteluokan, maankäyttöluokan tai kasvillisuustyypin avulla, jos tiedetään kunkin luokan keskimääräinen hiilivaraston tiheys (Raciti et al., 2014). Tällöin hiilen määrä lasketaan luokan pinta-alan ja hiilivaraston keskiarvotiheyden (t C/ha) avulla. Menetelmän tarkkuus riippuu käytetyn luokittelun tarkkuudesta (eli usein paikkatietopohjaisen maankäyttöluokittelun tarkkuudesta) sekä keskiarvojen edustavuudesta kullekin luokalle. Koska menetelmä ei huomioi luokan sisäistä hiilen tiheyden variaatiota, se soveltuu se parhaiten laajojen alueiden arviointiin.

Arvioita luokkien keskiarvoista voidaan muodostaa käytännössä minkä tahansa edellä kuvattujen menetelmien pohjalta, kun niihin yhdistetään kenttämittauksista johdetut keskiarvot. Esimerkiksi HSY:n hiilinieluselvityksessä osa alueista arvioitiin viherhoitoluokittelua kuvaavien alueiden mukaan vakioarvoilla (HSY, 2020). Makinde et al. (2017) ja Das et al. (2021) ovat hyödyntäneet maankäyttötyyppeihin perustuvia paikkatietoarvioita puolestaan eri ympäristöissä.

Lisäksi kirjallisuudessa on esitetty hiilivarastojen arviointia prosessipohjaisten mallien kautta. Prosessipohjaisissa malleissa hiilivaraston kertymistä kuvataan fotosynteesin, hengityksen, karikkeen muodostumisen sekä muiden biologisten ja ympäristötekijöiden vuorovaikutuksena (Qureshi et al., 2012). Kirjallisuudessa hyödynnettyjä tunnetuimpia malleja ovat muun muassa CO2FIX (Rizvi et al., 2016), InVEST (Li et al., 2017), RothC, CENTURY, SOMM, ROMUL ja Yasso (Sun ja Liu, 2019). Li et al. (2017) arvioivat hiilivarastojen spatiaalista jakautumista yhdistämällä Landsat 8 -satelliittikuvia, puuston harvennustietoja ja meteorologista dataa InVEST-mallilla. CO2FIX-mallia on käytetty mm. maankäyttöluokkiin perustuvan hiilensidonnan simulointiin yhdessä puurekisterien kanssa (Rizvi et al., 2016). Suomessa Yasso-mallia on hyödynnetty muun muassa HSY:n hiilinieluselvityksessä

arvioimaan aluskasvillisuuden hiilivaraston määrää (HSY ja alueen kunnat, 2020).

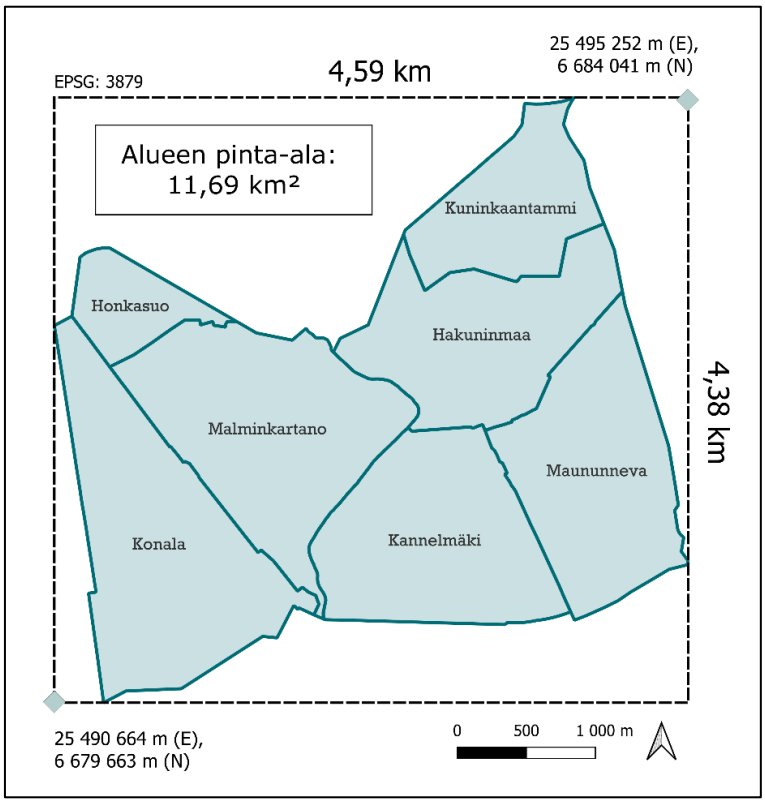
Vaikka mallipohjainen lähestymistapa voi tarjota monipuolisia arvioita, se vaatii tarkkaa parametrisointia ja laadukasta lähtödataa (Potter et al., 2008). Prosessipohjaisten etuna voidaan lähtökohtaisesti nähdä niiden kykyä arvioimaan hiilisykliä ja tulevaa hiilensidontaa, mutta aikaan sidottujen hiilivarastojen arvioinnissa niiden tarkkuus on heikompi. Tässä työssä prosessipohjaisia menetelmiä ei ole sovellettu suoraan, mutta niillä on kirjallisuudessa keskeinen asema suurten alueiden hiilivarastojen seurannassa. Seuraavassa luvussa siirrytään työn kokeelliseen osuuteen, jossa kirjallisuuskatsauksessa muodostettu ymmärrys toimii pohjana aineistojen taustamenetelmien ja ominaisuuksien analyyttiselle tarkastelulle.

3 Tutkimusaineistot ja -metodit

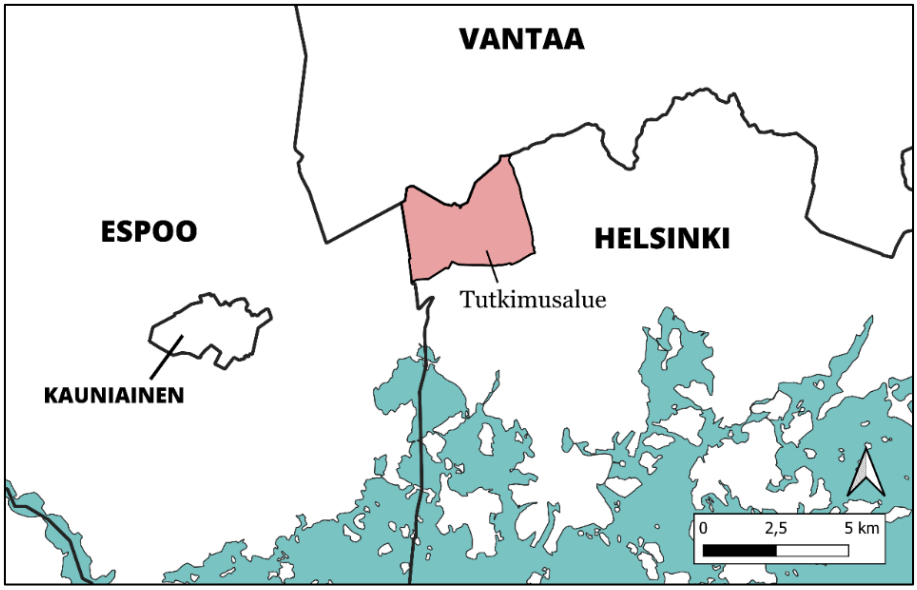
Tässä luvussa esitellään diplomityön tutkimusalue, käytetyt paikkatietoaineistot sekä tutkimuksen toteutuksessa hyödynnetyt menetelmät. Luvussa 3.1 kuvataan tutkimusalueen ominaispiirteet ja sen valintaperiaatteet. Sen jälkeen luvussa 3.2 käsitellään tutkimuksessa käytettyjä paikkatietoaineistot sekä niiden tekniset ja kasvillisuutta kuvaavat ominaisuudet. Lopuksi luvussa 3.3 esitellään aineistojen käsittelyyn ja analysointiin käytetyt menetelmät.

3.1 Tutkimusalue

Diplomityön tutkimusalueeksi valittiin seitsemästä Helsingin kaupunginosasta koostuva aluekokonaisuus: Hakuninmaa, Honkasuo, Kannelmäki, Konala, Kuninkaantammi, Malminkartano ja Maununneva (kuva 3). Alue sijaitsee Luoteis-Helsingissä, Espoon ja Vantaan kaupunkien rajalla (kuva 4). Tutkimusalueen pinta-ala on 1169,1 hehtaaria eli noin 11,69 neliökilometriä, mikä vastaa noin 5,5 % Helsingin maapinta-alasta (Helsingin kaupunginkanslia, 2021).



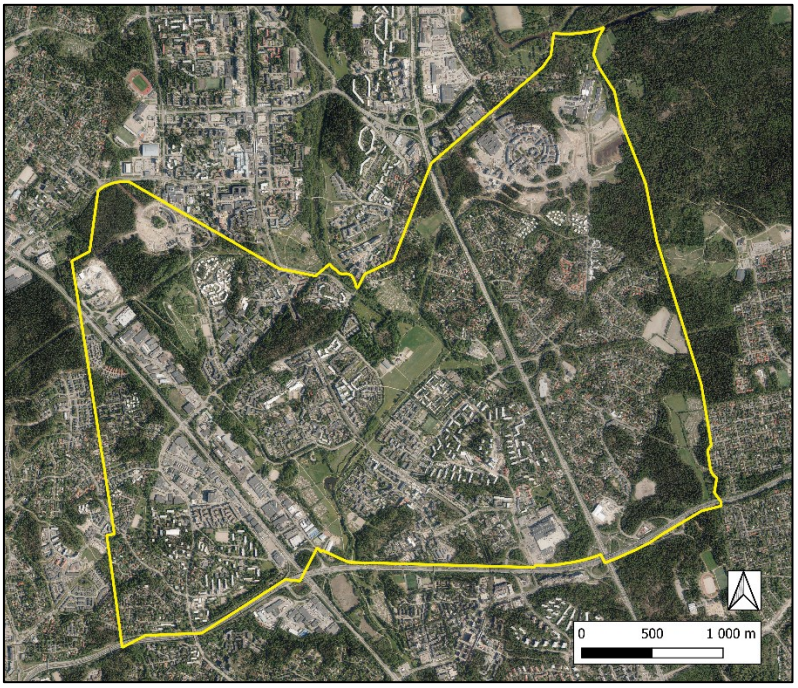
Kuva 3: Tutkimusalueen sijainti, kaupunginosa ja laajuus.



Kuva 4: Tutkimusalueen sijainti pääkaupunkiseudulla.

Tutkimusalue valittiin seuraavien kriteerien perusteella. Ensinnäkin tutkimusalueeksi haluttiin rajata kaupunkiympäristö, jolle olisi saatavilla useampi puuston määrää kuvaava lähtöaineisto. Toisekseen kaupunkialueen tuli olla luonteeltaan riittävän monipuolinen, jotta se kattaisi sisälleen erilaisia maankäyttö- ja kasvillisuusalueita (kuten esimerkiksi puistoja ja kaupunkimetsää). Alueen kaupunki- ja kasvillisuusrakenteen yleisilme on havainnollistettu ilmakuvassa (kuva 5).

Lisäksi kaupunkialueen tuli olla pinta-alaltaan riittävän laaja, jotta aineistojen väliset mahdolliset systemaattiset eroavaisuudet olisivat todennettavissa. Suuremmalla pinta-alalla pyrittiin myös minimoimaan lokaalien virhelähteiden vaikutusta aineistojen välillä. Alueen jakaminen kaupungin aluejaotuksen mukaan helpottaa tulevaisuudessa mahdollista tutkimuksen toistamista sekä tulosten vertailemista.



Kuva 5: Ilmakuva tutkimusalueesta. Ortokuva: Maanmittauslaitos (2020c).

3.2 Aineistot

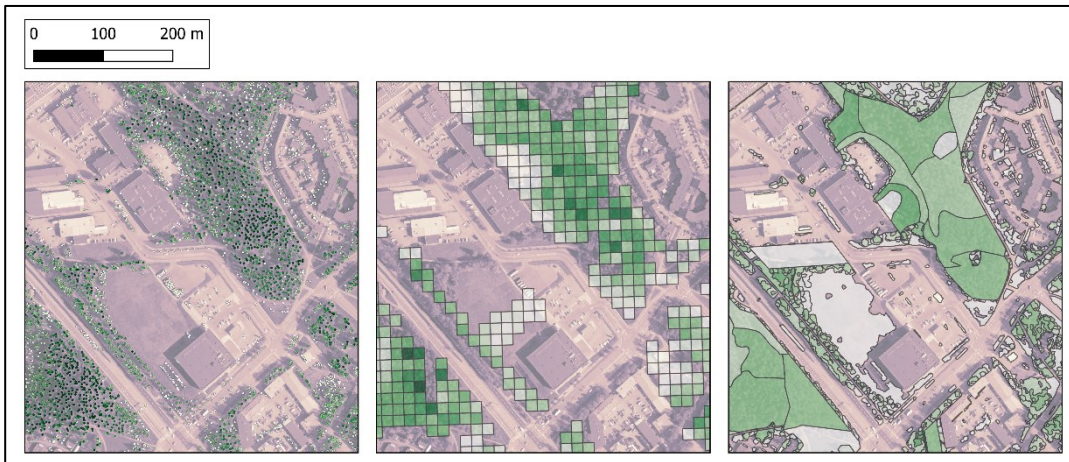
Tämä luku kuvaa diplomityössä käsiteltyjä paikkatietoaineistoja. Työhön valittiin kolme aineistoa, joista arvio puuston hiilivarastosta oli johdettavissa biomassan tai sitoutuneen hiilidioksidin määrän avulla (taulukko 1). Aineisto 1 eli Metsäkanta-aineisto on yksittäisiä puita ja niiden ominaisuuksia kuvaava pistemuotoinen aineisto. Aineisto 2 eli MVMI-aineisto on kansallinen metsäalueiden puuston tilavuus- ja biomassaa kuvaava rasterimuotoinen aineisto. Aineisto 3 eli HSY-aineisto on pääkaupunkiseudun hiilinieluja kuvaava paikkatietoaineisto, joka koostuu yhtenäisistä viherhoito- ja metsäalueita kuvaavista polygoneista. Aineistot on kuvattu tarkemmin seuraavissa alaluvuissa (luvut 3.2.1, 3.2.2 ja 3.2.3). Luvussa 3.2.4 kuvataan aineistojen yhteenveto, jossa on tuotu esiin kunkin aineiston keskeisimmät ominaisuudet, erot ja yhteneväisyydet.

Taulukko 1: Diplomityöhön valitut tutkimusaineistot.

	Aineiston nimi	Aineiston lyhenne	Julkaisija, vuosi
1	Metsäkanta -yksinpuintulkinta-aineisto	Metsäkanta	Maanmittauslaitoksen Paikkatietokeskus, 2020
2	Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2019	MVMI	Luonnonvarakeskus, 2021
3	Pääkaupunkiseudun hiilinieluselvitys	HSY	HSY ja alueen kunnat, 2020

Työhön valittiin tarkoituksella erotuskyvyltään ja paikkatietomuodoltaan toisistaan poikkeavia aineistoja, mitä on havainnollistettu alla olevassa lähikuvassa (kuva 6). Metsäkanta-aineisto koostuu pisteistä, MVMI-aineisto rastereista ja HSY-aineisto polygoneista.

Valintaan vaikuttivat lisäksi kaupunkipuiden kattavuus, datan saatavuus ja luotettavuus sekä taustalla olevien metodien monipuolisuus, mikä mahdollisti vertailuasetelman rakentamisen. Aineistot pyrittiin myös valitsemaan niin, että niiden kuvaama kasvillisuuden ajankohta olisi mahdollisimman yhdenmukainen.



Kuva 6: Lähikuva aineistoista. Ortokuva: Maanmittauslaitos (2020c).

3.2.1 Aineisto 1 – Metsäkanta

Metsäkanta-aineisto on yksittäisiä puita kuvaava pistemäinen aineisto (Maanmittauslaitos, 2020a), jonka on tuottanut Maanmittauslaitoksen Paikkatietokeskus (FGI) vuoden 2020 datan pohjalta. Aineisto luovutettiin diplomityötä varten 30.4.2024.

Aineisto on tuotettu yksinpuintulkintaan perustuen kansallisen ilmalaserkeilausaineiston (5 pistettä/m²) pohjalta (Maanmittauslaitos, 2020b).

Aineistossa yksittäinen piste kuvaa yksittäisen puun sijaintia ja sen ominaisuustietoja (kuva 7). Ominaisuustietoja ovat muun muassa laserpisteitä kuvaavat tiedot sekä puun geometriaa kuvaavat ennustetut tiedot (Hyyppä, 2023). Puun korkeus on poimittu suoraan pistepilvestä, kun taas puun DBH ja biomassa on ennustettu Random Forest (RF) -malliin perustuen. Aineiston taustalla olevat menetelmät on kuvattu tarkemmin kirjallisuuskatsauksen luvussa 2.2.3 (Yu et al., 2011). Mallinnuksessa on käytetty opetusdatana Suomen Metsäkeskuksen mittaamia puukohtaisia referenssiaineistoja Lahden alueelta. Opetusdatan maanpäällinen biomassa (AGB) on laskettu allometrisiin biomassayhtälöihin perustuen (Repola, 2008; Repola, 2009), jossa käytetään parametrina puulajia, DBH:ta ja korkeutta. Näin puiden AGB pohjautuu lähtökohtaisesti allometrisiin yhtälöihin, vaikka itse arvo onkin aineistossa ennustettu.

Kuva 7: Metsäkanta-aineisto. Vihreät pisteet kuvaavat yksittäisiä puita (n= 198 457). Ortokuva: Maanmittauslaitos (2020c).

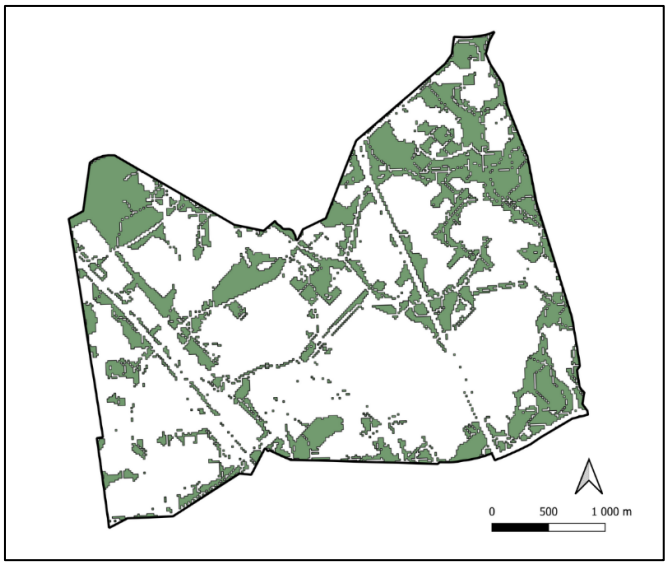
Diplomityötä varten aineistosta valittiin muuttujiksi puun sijainti, puulaji, DBH, korkeus ja AGB (taulukko 2). Aineisto ei sisältänyt arviota puun maanalaisesta biomassasta. Aineisto kattaa sisälleen kaikki yli 2 metrin korkuiset, pistepilvestä tunnistetut puut.

Taulukko 2: Diplomityöhön valitut muuttujat Metsäkanta-aineistosta.

Muuttujan nimi	Selite
Puun sijainti (x, y)	Puun sijainti EPSG:3067-koordinaatistossa
Puulaji	Puulaji (1 = mänty, 2 = kuusi, 3 = lehtipuu)
DBH	Puun rinnankorkeusläpimitta (DBH), cm
Puun korkeus	Puun korkeus, m
AGB	Maanpäällinen biomassa (AGB), kg

3.2.2 Aineisto 2 – MVMI 2019

Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2019 eli MVMI-aineisto on rasterimuotoinen paikkatietoaineisto, joka sisältää puuston biomassaa kuvaavia arvoja (Luonnonvarakeskus, 2021). Aineisto kattaa sisälleen metsätalousmaan (metsä, kitu- ja joutomaat), mutta ei muita viher- tai kasvillisuusalueita. Aineisto koostuu niin sanotuista hilaruuduista, 16 × 16 metrin rastereista, joissa rasterin lukuarvo kuvaa hehtaarikohtaista biomassaa. Aineiston kattavuus tutkimusalueella on visualisoitu kuvassa 8.



Kuva 8: MVMI-aineisto. Vihreät alueet kuvaavat tulosaineistoa eli metsätalousmaata.

Aineiston biomassa-arvot on laskettu hyödyntämällä metsäinventoinnin koealamittauksia, allometrisia yhtälöitä, satelliittikuvia, ja k-Nearest Neighbour (k-NN) -menetelmää. Lopullinen biomassa-arvo on laskettu vastaamaan ajankohtaa 31.7.2019 tilavuuskasvumallin (Nyyssönen ja Mielikäinen, 1978) perusteella. Biomassan laskennan tarkempi menetelmäkuvaus on esitetty kirjallisuuskatsauksessa (luku 2.2.4; Mäkisara et al., 2022).

Aineisto ladattiin 30.4.2024 diplomityötä varten Luonnonvarakeskuksen karttapalvelun kautta. Tässä työssä MVMI-aineistosta hyödynnettiin puulaji- ja komponenttikohtaisia biomassakarttatasoja, joista johdettiin maanpäällinen ja maanalainen biomassa. Pääpuulajeja oli kolme: männyt, kuuset, ja lehtipuut, ja biomassaosuuksia oli kuusi: puun runko, lehvästö/neulaset, elävät oksat, kuolleet oksat, kanto ja juuret (taulukko 3).

Taulukko 3: Diplomityöhön valitut muuttujat MVMI-aineistosta.

Muuttuja	Kuvaus
Sijainti (x_1, y_1; x_2, y_2)	Kuva-alkion (16 × 16 m) sijainti EPSG:3067-koordinaatistossa
bm_*	Biomassa, 10 kg / ha. Sisältää myös tiedon puulajista. **18 karttatasoa erikseen puulajikohtaisesti (3 kpl: mänty, kuusi, lehtipuut) sekä puusto-osuuksittain (6 kpl: elävät oksat, juuret d > 1 cm, kanto, kuolleet oksat, kuorellinen runkopuu, neulaset/lehvästö).*

3.2.3 Aineisto 3 – HSY:n hiilinieluselvitys

Pääkaupunkiseudun hiilinieluselvitys on HSY:n ja alueen kuntien julkaisema, polygoneista koostuva paikkatietoaineisto (HSY ja alueen kunnat, 2020). Se kuvastaa pääkaupunkiseudun (Helsinki, Espoo, Vantaa ja Kauniainen) kasvillisuuden sekä maaperän hiilivarastoja ja -nieluja vuodelta 2019. Aineisto ladattiin diplomityötä varten HSY:n avoimen WFS-rajapinnan kautta. Aineiston kattavuus tutkimusalueella on visualisoitu kuvassa 9.

Kuva 9: HSY-aineisto. Vihreät alueet kuvaavat tulosaineistoa eli viher- ja metsäalueita sekä muita aineiston maankäyttöluokkia.

Aineisto on tuotettu yhdistämällä useampia lähtöaineistoja. Yksi lähtöaineistoista on MVMI 2017 -aineisto, joka on aikaisempi versio työn toisesta tutkimusaineistosta, MVMI 2019 -aineistosta (ks. luku 3.2.2). Muita lähtöaineistoja ovat kuntien viherhoitoluokitus, kuvioittaiset metsävaratietoaineistot Helsingin kaupungilta sekä Suomen Metsäkeskukselta ja HSY:n maanpeiteaineiston (SMPA) puustoa kuvaavat korkeusluokat.

Aineisto on jaettu maankäyttöluokkiin ABC-viherluokittelun perusteella, jossa kullekin luokalle on sovellettu lähtöaineistojen saatavuuden mukaan erilaisia laskentamenetelmiä hiilivarastolle. Luokan C eli metsien hiilivarasto on laskettu seuraavassa priorisointijärjestyksessä: (1) hiilivaraston laskeminen metsävarakuvioista pääpuulajin ja metsätyypin perusteella, (2) hiilivaraston johtaminen VMI 2017 -aineiston biomassa-arvoista ja (3) hiilivaraston johtaminen SMPA-aineiston puuston keskimääräisen korkeusluokan perusteella. Rakennettujen viheralueiden (luokka A) ja avointen viheralueiden (luokka B) osalta kasvillisuuden hiilivarasto on laskettu käyttäen luokkakohtaisia keskiarvoja — eli niiden hiilivarasto perustuu suoraan luokittelun ja luokkakohtaisten arvojen tarkkuuteen. Lopullinen hiilivaraston lukuarvo on mallinnettu vuoteen 2019 MOTTI-kasvumallin avulla siltä osin, kun taustaaineisto on ollut vanhempaa. Lukuarvot on esitetty pinta-alakohtaisina (t CO_2 ha^{-1}) kullekin polygonille. Muut aineiston tiedot on esitetty tarkemmin aineistoa kuvaavassa loppuraportissa (HSY, 2020).

Muista aineistoista poiketen HSY-aineisto ei kuvaa ainoastaan puuston hiilivarastoa, vaan sisältää myös jonkin verran muuta kasvillisuutta, kuten puuston karikkeen, jäkälät, sammaleet, varvut ja heinät. Vaikka näiden osuuksia ei ole aineistossa eritelty keskenään, on niiden määrää ennustettu puuston pääpuulajin ja iän perusteella. Taustalla on hyödynnetty malleja, jotka perustuvat aluskasvillisuuden ja karikkeen biomassan arviointiin (Muukkonen et al., 2006; Liski et al., 2005). Yhdenmukaisuuden vuoksi aineistoa käsitellään kuitenkin tässä työssä muiden aineistojen tapaan kuvaavan puuston hiilivarastoa. Aineiston kasvillisuuden kattavuuseroihin ja niiden vaikutuksiin työn tuloksissa palataan tarkemmin aineistojen rajoitteita käsittelevässä luvussa 5.3.

Diplomityötä varten aineistosta valittiin muuttujiksi polygonien koordinaatit, kasvillisuuteen sitoutunut hiilidioksidi ja maankäytön luokka eli ABC-viherhoitoluokka (taulukko 4). Viherhoidon yläluokkia ovat rakennetut viheralueet (A), avoimet viheralueet (B), taajamametsät (C), suojelualueet (S) sekä muut luokat (M), jotka koostuvat maankäytön erityis- ja muutosalueista.

Taulukko 4: Diplomityöhön valitut muuttujat HSY-aineistosta.

**Muihin luokkiin sisältyvät luokat: Maankäytön erityisalueet (E), maankäytön muutosalueet (R), hoidon ja kunnossapidon ulkopuoliset alueet (O).*

Muuttuja	Kuvaus
Sijainti (x_1, y_2, ..., x_n, y_n)	Polygonin sijainti ja geometria EPSG:3879-koordinaatistossa
puuhiili_ha	Kasvillisuuden hiilivarasto, t CO2/ha
hoitoluokka	ABC-viheraluehoitoluokituksen maankäyttöluokka. Jaettu seuraaviin yläluokkiin: Rakennetut viheralueet (A), Avoimet viheralueet (B), Taajamametsät (C), Suojelualueet (S) ja Muut luokat*.

3.2.4 Aineistojen yhteenveto

Aineistojen tärkeimmät ominaisuudet on koottu taulukkoon 5. Aineistojen välillä voidaan havaita useampia eroja paikkatiedon muodossa, sisällössä ja taustamenetelmissä. Osa eroavaisuuksista on hyödyllisiä vertailun lähtökohdan mahdollistamiseksi, kun taas osa vaikeuttaa yhtenäistä vertailua.

Vertailun kannalta haluttuja eroavaisuuksia ovat erityisesti paikkatiedon muoto, resoluutio (erotuskyky) ja taustalla olevat paikkatietomenetelmät. Yhtenäistä vertailua hankaloittavia tekijöitä ovat puolestaan eroavaisuudet ajankohdassa, kasvillisuuden kattavuudessa, alueellisessa kattavuudessa, puulajiluokittelussa sekä AGB/BGB jaottelussa. Luvussa 5.3 palataan tarkemmin näihin eroavaisuuksiin ja niiden mahdollista vaikutusta tuloksiin.

Taulukko 5: Tutkimusaineistojen yleiset ominaisuudet.

**Aineistojen tarkempaa ajankohtaa ei ole tiedossa.*

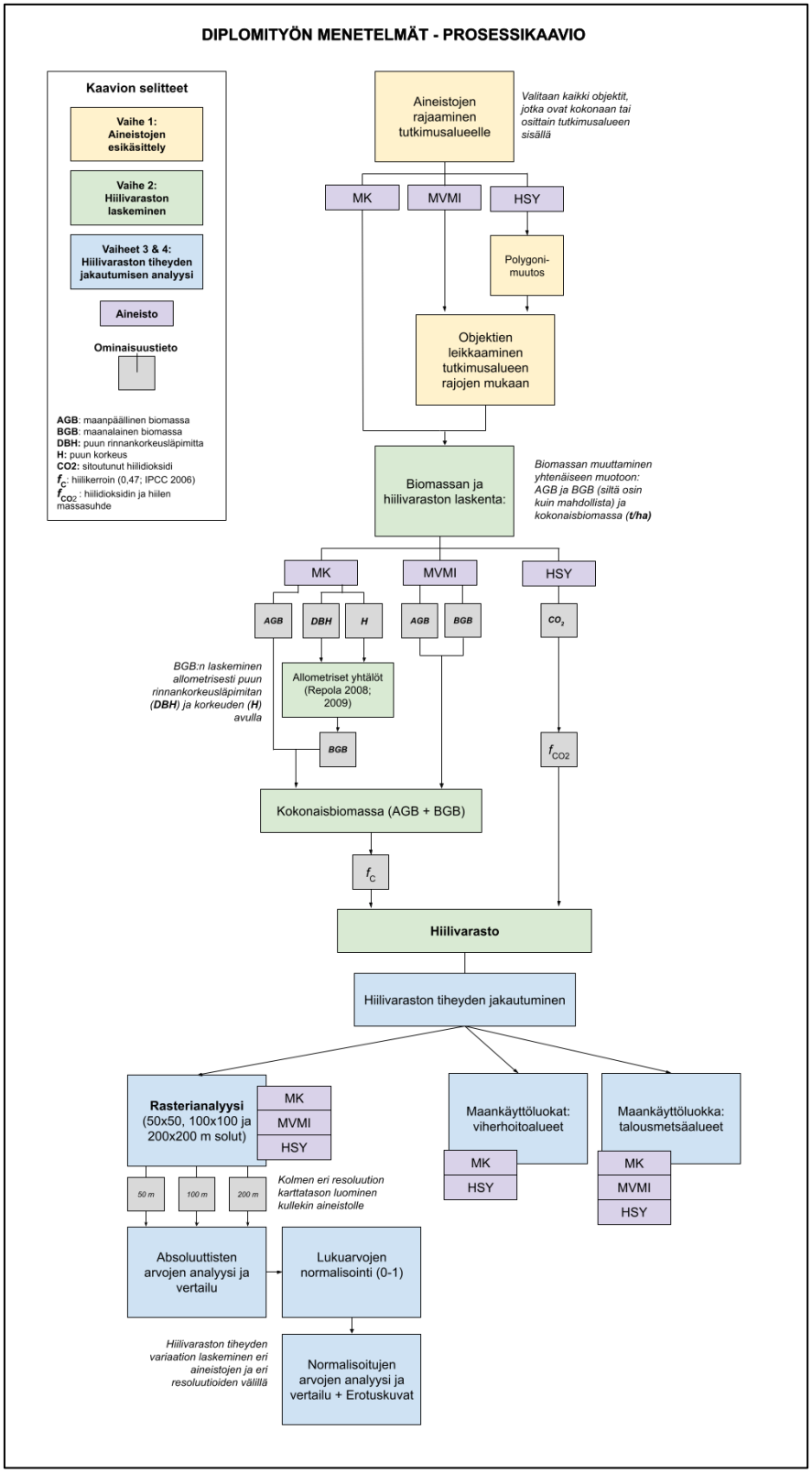
Ominaisuus	Metsäkanta	MVMI	HSY
Aineiston tausta ja formaatti			
Aineiston tuottaja	MML / FGI (2020)	Luonnonvarakeskus (2021)	HSY (2020)
Paikkatiedon muoto	Vektori (piste)	Rasteri (pikseli)	Vektori (polygoni)
Resoluutio	Yksittäinen puu	Pikseli (16 m × 16 m)	Viher- tai metsäalue
Objektien lkm. tutkimusalueella	198 457	12 977	52 789
Aineiston sisältö ja kasvillisuuden kattavuus			
Kasvillisuuden ajankohta	Vuosi 2020*	31.7.2019	Vuosi 2019*
Aineiston sisältö	Yksittäisten puiden geometria ja attribuutit	Puuston biomassa metsäalueilla	Viher- ja metsäalueiden CO_2-varastot
Kaupunkipuiden kattavuus	Kaikki yli 2 m puut	Metsätalousalueet	Puut (+ osa pienkasvillisuudesta)
Puulajiluokittelu	Mänty / Kuusi / Lehtipuu	Mänty / Kuusi / Lehtipuu	Ei luokittelua
Muuttujat ja taustamenetelmät			
Hiilivaraston laskentaan valitut muuttujat	AGB, DBH, korkeus, puulaji	AGB, BGB, puulaji	CO_2 (t/ha)
BGB mukana	Ei, laskettiin erikseen	Kyllä	Ei eritelty, mutta sisältyy
Aineiston taustalla olevat paikkatietomenetelmät	-Ilmalaserkeilaus -Yksinpuintulkinta -Allometriset yhtälöt -RF	-Metsäinventointi -Allometriset yhtälöt -Satelliittikuvat -k-NN -Tilavuuskasvumallit	-Biomassamallit -Maankäyttöluokitteluun perustuvat biomassakeskiarvot -MVMI-aineiston menetelmät

3.3 Metodit

Tässä luvussa kuvataan paikkatietopohjaiset menetelmät, joiden avulla työssä vertaillaan kolmea erilaista aineistoa kaupunkipuiden hiilivaraston arvioimiseksi. Menetelmät pohjautuvat työn tutkimuskysymyksiin: niillä tarkastellaan aineistojen tuottamia eroja hiilivaraston määrässä ja sen alueellisessa jakautumisessa.

Työn vaiheet jakautuvat neljään päävaiheeseen: (1) aineistojen esikäsittely, (2) hiilivaraston laskeminen, (3) rasterianalyysi hiilivarastojen tiheyden jakautumisesta sekä (4) maankäyttöluokkapohjainen analyysi hiilivarastojen tiheyden jakautumisesta. Nämä tarkasteluvaiheet täydentävät toisiaan ja mahdollistavat spatiaalisen variaation erittelyn aineistojen ja resoluutioiden välillä. Menetelmällinen prosessi on esitetty kokonaisuudessaan seuraavalla sivulla prosessikaaviossa (kuva 10). Kunkin menetelmän vaiheet ja yksityiskohdat on avattu tarkemmin seuraavissa alaluvuissa.

Paikkatiedon käsittely, analysointi sekä visualisointi toteutettiin QGIS:lla (versio 3.34.3). Tulosten koontiin ja esittämiseen hyödynnettiin lisäksi laskentataulukkotyökaluja Microsoft Excel (versio 2402) ja Google Sheets.



Kuva 10: Diplomityön prosessin vaiheet ja käytetyt menetelmät.

3.3.1 Aineistojen esikäsittely

Ennen analyysivaiheita kaikki kolme tutkimusaineistoa esikäsiteltiin, jotta ne vastasivat sekä alueellisesti että formaatiltaan analyysin vaatimuksia. Tutkimusalue rajattiin Helsingin kaupunginosia kuvaavan aineiston avulla (Helsingin kaupunki, Kaupunkimittauspalvelut, 2018), josta eroteltiin tutkimusaluetta käsittelevät kaupunginosat (ks. luku 3.1) kuvaamaan tutkimusalueen rajoja.

Alkuun rasterimuotoinen MVMI-aineisto muunnettiin vektorimuotoiseksi (*Vector creation > Raster pixels to polygons*), jotta sen käsittely oli yhtenäistä muun polygonimuotoisen aineiston kanssa (HSY-aineisto). Seuraavaksi kaikista aineistoista (MVMI, HSY, Metsäkanta) poimittiin ne pisteet tai alueet, jotka sijaitsivat osittain tai kokonaan tutkimusalueen sisällä (*Vector selection > Select by location > Intersects*). Tämän jälkeen polygoniaineistot leikattiin tutkimusalueen polygonirajauksen mukaisesti (*Vector Overlay > Clip*), ja alueen ulkopuoliset aineistojen osat voitiin poistaa tarkastelusta. Aineistojen biomassaa tai hiilivarastoa kuvaavat lukuarvot olivat pinta-alakohtaisia (per hehtaari), joten niitä ei tarvinnut suhteuttaa leikkauksen jälkeiseen uuteen pinta-alaan.

Aineistojen objektien määrä ja pinta-ala tutkimusalueelle rajauksen jälkeen on esitetty alla olevassa taulukossa (taulukko 6). Pistemuotoisella Metsäkanta-aineistolla ei ole pinta-alaa, joten sen osuutta ei voida arvioida samalla tavoin. Sen pinta-alan kattavuudeksi voidaan kuitenkin nähdä lähtökohtaisesti koko tutkimusalue.

Taulukko 6: Aineistojen objektien lukumäärä ja pinta-ala tutkimusalueen rajauksen jälkeen.

**Pistemuotoisella datalla ei ole pinta-alaa.*

Luokka	Metsäkanta	HSY	MVMI
Objektien lukumäärä	198 457	52 789	12 977
Objektien kokonaispinta-ala	*	654,0 ha	325,5 ha
Pinta-alan osuus tutkimusalueen koosta, %	*	55,9 %	28,7 %

3.3.2 Hiilivaraston laskeminen

Tässä luvussa kuvataan biomassan ja hiilivarastojen laskennan yhtälöt sekä niihin käytetyt lähtömuuttujat. Koska aineistojen väliset muuttujien yksiköt ja sisällöt erosivat toisistaan, ne tuli muuntaa yhteiseen muotoon. Laskenta perustui puuston kokonaisbiomassan arvioon, joka jaettiin erikseen maanpäälliseen biomassaan (AGB) ja maanalaiseen biomassaan (BGB) niissä aineistoissa, joissa jako oli mahdollista (Metsäkanta ja MVMI). HSY-

aineistossa biomassaa ei ollut jaettu osakomponentteihin, joten se käsiteltiin kokonaisbiomassana ja kokonaishiilivarastona.

Alla olevassa taulukossa (taulukko 7) on kuvattu kunkin aineiston lähtömuuttujat ja niiden perusteella johdetut biomassa- ja hiilivarastoarviot, mitkä on selitetty tarkemmin seuraavassa osiossa.

Taulukko 7: Tutkimusaineistojen lähtömuuttujat sekä biomassan ja hiilivaraston laskentamenetelmät.

CO_2 = sidottu hiilidioksidi (t CO_2/ha)
f_c = 0,47 = hiilikerroin (IPCC, 2006)
f_{CO_2}= hiilidioksidin ja hiilen välinen massasuhde (44/12)

Aineisto	Lähtömuuttujat, yksikkö	Biomassakomponentit (kg)	Hiilivaraston (*C*) laskenta
Metsäkanta	AGB (kg), DBH (cm), H (m)	AGB: suoraan aineistosta BGB: laskettu allometrisesti (yhtälö 5)	C = (AGB + BGB) · f_c
MVMI	Bm_1-Bm_6 (10 kg/ha), pinta-ala (ha)	AGB: suoraan aineistosta (Bm_1-Bm_5) BGB: suoraan aineistosta (Bm_6)	C = (AGB + BGB) · f_c
HSY	CO_2 (t CO_2/ha), pinta-ala (ha)	Ei erittelyä AGB/BGB	C = CO_2 / f_{CO_2}

1) Metsäkanta

Metsäkanta-aineisto sisälsi arviot puun maanpäällisestä biomassasta (AGB), mutta ei maanalaista osuutta (BGB). BGB laskettiin erikseen allometristen yhtälöiden avulla, joita käytetään laajasti biomassan arvioinnissa (ks. luku 2.2.2). Laskentaan valittiin puulajikohtaiset juurten biomassayhtälöt (Repola, 2008; Repola, 2009), sillä ne olivat vastaavat kuin mitä Metsäkanta-aineiston opetusdatassa oli käytetty AGB:n laskemiseen, ja MVMI-aineistossa koealapuiden biomassojen laskemiseen. Metsäkanta-aineiston kullekin puulle laskettiin BGB:

$$ln(y_{ki}) = b^0 + b^1 \cdot \left(\frac{d_{Ski}}{(d_{Ski} + c)} + b^2 \cdot ln(h_{ki}) \right), \qquad (5)$$

missä y_{ki} on BGB (kg), d_{ki} on puun DBH (cm), h_{ki} on puun korkeus (m), d_{Ski} = 2 + 1,25 · d_{ki} (Laasasenaho, 1982), ja b_0, b_1, b_2 ja c ovat puulajikohtaiset kertoimet (taulukko 8). Koivun yhtälöä sovellettiin myös muille lehtipuille.

Taulukko 8: Allometrisen biomassayhtälön (BGB) parametrit kullekin puulajille (Repola, 2008; Repola, 2009).

**Männyn ja kuusen yhtälöissä ei ole korkeutta muuttujana.*

Puulaji	b_0	b_1	b_2	c	Lähde
Mänty	−5,550	13,408	−*	15	Repola (2009)
Kuusi	−2,294	10,646	−*	24	Repola (2009)
Koivu	−3,223	6,497	1,033	24	Repola (2008)

Allometrisesti laskettu BGB ja valmiina muuttujana olevan AGB summattiin yhteen puun kokonaisbiomassaksi. Hiilen määrä saatiin johdettua biomassasta suoraan käyttämällä hiilikerrointa. Hiilikertoimena käytettiin arvoa 0,47 (hiilen osuus kuivabiomassasta), joka perustuu IPCC:n ohjeistukseen boreaalisten metisen osalta (IPCC, 2006).

2) MVMI

MVMI-aineistossa biomassakomponentit oli valmiiksi eritelty maanpäällisiin ja maanalaisiin osiin muuttujissa Bm1–Bm6 (10 kg/ha). AGB ja BGB saatiin siten laskettua suoraan:

$$AGB = Bm_1 + Bm_2 + Bm_3 + Bm_4 + Bm_5, \quad (6)$$

$$BGB = Bm_6, \quad (7)$$

missä Bm_1 on rungon biomassa, Bm_2 *on* lehtien tai neulasten biomassa, Bm_3 on elävien oksien biomassa, Bm_4 on kuolleiden oksien biomassa, Bm_5 on kannon biomassa, ja Bm_6 on juurten biomassa. Biomassa-arvot muutettiin tonneiksi pinta-alan avulla ja yhdistettiin kokonaisbiomassaksi. Hiilivarasto laskettiin jälleen hiilikertoimen (0,47) avulla.

3) HSY

HSY-aineistossa puuston määrä oli esitetty valmiiksi sidotun hiilidioksidin massana (t CO_2/ha), eikä aineisto sisältänyt tarkempaa ositusta AGB- ja BGB-komponentteihin. Hiilivarasto voitiin kuitenkin suoraan muuntaa takaisin sitoutuneen hiilidioksidin määrästä käyttämällä niiden välistä moolimassasuhdetta (44/12), jota oli käytetty HSY-aineiston muodostamisessa (HSY ja alueen kunnat, 2020). Lisäksi aineistossa oli käytetty taustalla samaa hiilikerrointa (0,47), joten hiilen arvio oli yhtenäinen muiden aineistojen kanssa. Kullekin polygonille laskettiin hiilivarasto:

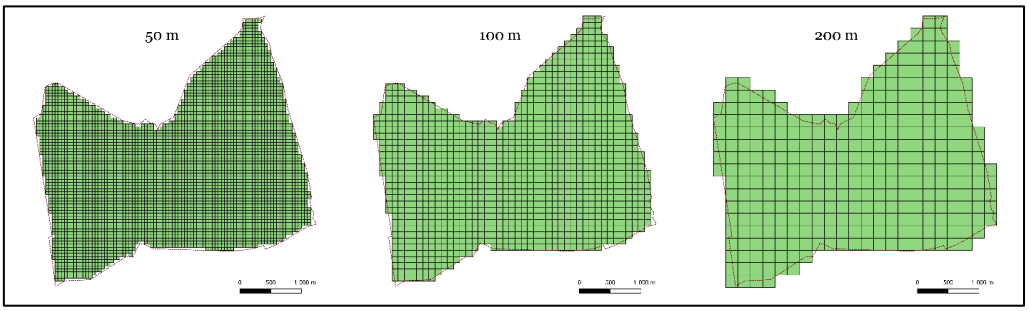
$$C = \frac{CO_2}{f_{CO_2}}, \quad (8)$$

missä C on puuston hiilivarasto (t C), CO_2 on sitoutunut hiilidioksidi (t CO2) ja f_{CO2} on hiilidioksidin ja hiilen välinen massasuhde (44/12 ≈ 3,67).

3.3.3 Hiilivarastojen rasterianalyysi

Rasterianalyysi valittiin työn menetelmäksi, sillä se mahdollistaa erimuotoisten paikkatietoaineistojen (pisteet ja polygonit) tarkastelun yhtenäisen kehyksessä ja eri mittakaavoissa. Sillä pyritään havaitsemaan, miten hiilivaraston tiheys jakautuu alueellisesti eri aineistojen välillä, ja miten resoluution muuttaminen vaikuttaa suhteellisiin eroihin.

Tutkimusalue jaettiin tasaisesti neliösoluihin kolmella eri spatiaalisella resoluutiolla: (1) 50 × 50 m, (2) 100 × 100 m ja (3) 200 × 200 m (kuva 11). Resoluutioiden valintaan vaikuttivat seuraavat kriteerit: resoluution tuli olla riittävän korkea, jotta aineistojen väliset paikalliset erot tulisivat esiin tutkimusalueella, ja toisaalta resoluution tuli olla pienempi kuin lähtöaineistojen pienin spatiaalinen erotuskyky (esimerkiksi MVMI-aineistossa 16 metriä). Kirjallisuudessa on esimerkkejä resoluutiovalinnoista. Zhao et al. (2010) ovat korostaneet tutkimuksessaan valitun resoluution merkityksestä hiilensidonnan tuloksissa, joissa he käyttivät hiilensidonnan jakamisen arviointiin resoluutioina eri arvoja 250–4000 metrin väliltä. Tässä diplomityössä käsitellään kuitenkin pienempää tutkimusaluetta ja korkeampaa lähtöaineistojen erotuskykyä, joten 50–200 metrin resoluutiota voidaan pitää perusteltuna, asetetut kriteerit huomioiden.



Kuva 11: Tutkimusalue 50, 100 ja 200 metrin rastereihin jaettuna.

Jako soluihin tapahtui seuraavalla tavalla. Tutkimusalueesta luotiin sen ulottuman perusteella ensimmäinen ruudukkotaso (50 m) työkalulla *Vector creation* > *Create grid*. Käsittelyyn valittiin ne solut, jotka osuivat tutkimusalueen sisälle (n=4476). Sen jälkeen kullekin solulle laskettiin niiden sisään osuvien paikkatieto-objektien määrä sekä hiilivaraston summa, aineisto kerrallaan. Polygonimuotoiset aineistot (MVMI- ja HSY-aineistojen) leikattiin alkuun ruudukon mukaan *Intersection* -työkalulla. Tämän jälkeen kullekin solulle laskettiin leikattujen polygonien pinta-alan perusteella solun sisään osuvien hiilivarastojen summa. Pistemuotoisen datan (Metsäkanta-aineisto)

osalta kullekin solulle saatiin laskettua hiilivarasto suoraan niiden sisään osuvien pisteiden hiilivarastojen summasta (*Vector analysis* > *Count points in polygons*).

Harvemmat resoluutiot (100 m ja 200 m) johdettiin suoraan aggregoimalla pienempiä soluja (2 × 2 ja 4 × 4), jolloin niiden hiilivarastoksi tuli pienempien solujen hiilivarastojen summa (kuva 11).

Rasteripohjainen tarkastelu auttaa tunnistamaan paikallista spatiaalista vaihtelua aineistojen tuottamissa hiilivarastoarvioissa ja tarjoaa perustan niiden vertailevalle analyysille. Koska tarkasteltavat aineistot erosivat toisistaan hiilivarastojen arvojen vaihteluvälin suhteen, aineistojen hiilijakaumaa päätettiin vertailla sekä absoluuttisina että suhteellisina arvoina. Lisäksi työssä ei myöskään voida arvioida aineistojen absoluuttista tarkkuutta referenssidatan vuoksi, joten normalisoitujen arvojen vertailu tukee aineistojen suhteellisten erojen tarkastelua ja siten tutkimuskysymyksiä.

Rasteriarvot normalisoitiin skaalaan 0–1, jotta aineistojen suhteellista jakautumista voitaisiin vertailla yhtenäisesti eri resoluutioissa. Normalisointi toteutettiin kullekin aineistolle ja resoluutiolle seuraavasti:

$$X_{norm} = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}}, \tag{9}$$

missä X_{norm} on normalisoitu arvo, X on solun alkuperäinen hiilivarasto, ja X_{min} ja X_{max} ovat aineiston globaalit minimi- ja maksimiarvot. Menetelmä perustuu yleisesti käytettyyn lähestymistapaan esimerkiksi paikkatietopohjaisessa mallinnuksessa (esim. Bygate ja Ahmed, 2024).

Tämän jälkeen normalisoituja aineistoja verrattiin pareittain vähentämällä toisesta aineistosta (A) toisen aineiston (B) vastaava arvo:

$$\text{Normalisoitu erotus} = X(A)_{norm} - X(B)_{norm}. \tag{10}$$

Erotus laskettiin kolmelle yhdistelmälle: Metsäkanta–MVMI, Metsäkanta–HSY ja HSY–MVMI. Nolla-arvot kuvaavat aineistojen vastaavuutta kyseisessä ruudussa, positiivinen arvo viittaa ensimmäisen aineiston suurempaan suhteelliseen arvoon ja negatiivinen vastaavasti pienempään. Suuremmat itseisarvot kuvaavat suurempaa suhteellista eroa. Menetelmällä pyrittiin tunnistamaan systemaattisia eroja ja paikallisia epäyhtenäisyyksiä eri aineistojen välillä kaupunkipuiden hiilivarastojen arvioinnissa.

3.3.4 Hiilivarastojen analyysi maankäyttöluokittain

Maankäyttöluokkiin perustuva analyysi valittiin työn menetelmäksi rasterianalyysin rinnalle, sillä se mahdollistaa hiilivarastojen jakautumisen tarkastelun rakenteellisesti erilaisten maankäyttötyyppien välillä. Menetelmällä pyritään tunnistamaan systemaattisia eroja siinä, kuinka eri aineistot arvioivat hiilivarastoa esimerkiksi taajamametsissä, avoimilla viheralueilla tai rakennetun ympäristön läheisyydessä.

Menetelmä myös mahdollistaa aineistojen yhtenäisen vertailun, sillä MVMI-aineiston alueellinen kattavuus on rajoitetumpi muihin verrattuna. Lisäksi HSY-aineiston kohdalla luokkakohtainen tarkastelu on oleellista, sillä osa aineiston hiilivarastoarvioista perustuu suoraan maankäyttöluokkiin liitettyihin keskiarvoihin (ks. luku 3.2.3). Tämä tekee luokkakohtaisesta vertailusta erityisen tärkeää, sillä mahdolliset erot aineistojen välillä voivat johtua suoraan luokitukseen liittyvistä oletuksista. Maankäyttöpohjaista tarkastelua on hyödynnetty laajasti aiemmassa tutkimuksessa puiden hiilivarastojen arvioinnissa (Vicharnakorn et al., 2014; Makinde et al., 2017; Das et al., 2021; Xu et al., 2021), ja se tarjoaa erityisesti keskiarvoihin perustuvan näkökulman aineistojen vertailuun maankäyttötyypeittäin.

Tässä työssä maankäyttöluokka-analyysi toteutettiin kahdessa osassa. Ensimmäisessä osassa tarkastelu rajattiin MVMI-aineiston rajauksen mukaan eli kattaen metsätalousalueet (ks. kuva 8). Tarkastelussa oli mukana kaikki kolme aineistoa. HSY-aineiston polygonit leikattiin rajatulle alueelle *Intersect*ion-työkalun avulla ja Metsäkanta-aineistosta valittiin ne puut, jotka osuivat alueen sisään. Kullekin aineistoille laskettiin uuden rajauksen mukaiset alueelliset hiilivarastot summaamalla jäljelle jäävien objektien arvot.

Toisessa osassa tarkastelu suoritettiin HSY:n maankäyttöluokituksen (ABC-luokitus) mukaisesti (ks. liite 1). Tässä vertailussa tarkasteltiin vain Metsäkanta- ja HSY-aineistoja johtuen MVMI-aineiston kapeammasta alueerajauksesta. Tarkastelu tehtiin muuten samalla tavalla kuin rasterien osalta on kuvattu, mutta tulokset aggregoitiin kunkin maankäyttöluokan mukaisesti, summaten jokaisen maankäyttöluokkaan kuuluvien objektien hiilivarastot yhteen.

4 Tulokset

Tässä luvussa esitetään työn keskeiset tulokset. Tulokset on jäsennelty neljään osaan. Ensimmäisissä luvuissa on vastattu tutkimuskysymykseen 1, jossa käsitellään kaupunkipuiden hiilivarastojen kokonaismäärää koko tutkimusalueella (luku 4.1) ja metsätalousalueilla (luku 4.2). Seuraavissa osissa (4.3–4.5) vastataan tutkimuskysymykseen 2, jossa tarkastellaan kaupunkipuiden hiilivarastojen alueellista jakaumaa eri näkökulmista. Luvussa 4.3 esitetään hiilivarastojen jakauma luokittain viherhoitoluokituksen mukaisissa maankäyttöluokissa. Luvussa 4.4 tarkastellaan hiilivarastojen spatiaalista jakaumaa rasterianalyysillä eri resoluutioilla. Lopuksi luvussa 4.5 vertaillaan rasteritasolla aineistojen välisiä normalisoituja eroja.

4.1 Tutkimusalueen hiilivarastot

Tutkimusalueen (1169,1 ha) puuston kokonaishiilivarasto ja sen tiheys laskettiin työn aineistoille. Tulokset on esitetty taulukossa 9. Hiilivarastot eroavat merkittävästi toisistaan: HSY-aineiston arvio oli korkein (30 192 t C), Metsäkanta-aineiston arvio oli 23 329 t C ja MVMI-aineiston vastaavasti 17 986 t C (vain metsätalousalueet). Metsäkannan hiilivaraston maanalainen osuus oli 13,7 %, kun taas MVMI:ssä vastaava osuus oli 16,8 %, osoittaen jälkimmäisessä jonkin verran suurempaa suhteellista allokoitumista maanalaiseen hiilivarastoon. Keskimääräiset hiilivaraston tiheydet hehtaaria kohden olivat 25,8 t C/ha (HSY), 20,0 t C/ha (Metsäkanta) ja 15,4 t C/ha (MVMI).

MVMI-aineiston tuloksen osalta on tärkeää huomioida, että se kattaa vain osan tutkimusalueesta, mikä selittää osaltaan sen pienempää kokonaisarvoa. Alueellisesti yhtenäistetyt, MVMI:n kattavuuteen suhteutetut tulokset on esitetty seuraavassa luvussa, jossa tarkastellaan kaupunkimetsäalueiden hiilivarastoja.

Taulukko 9: Tutkimusalueen hiilivarastot.

**MVMI-aineisto kattaa vain metsätalousmaan. **HSY-aineistossa ei ole erottelua maanalaiseen ja maanpäälliseen hiilivarastoon.*

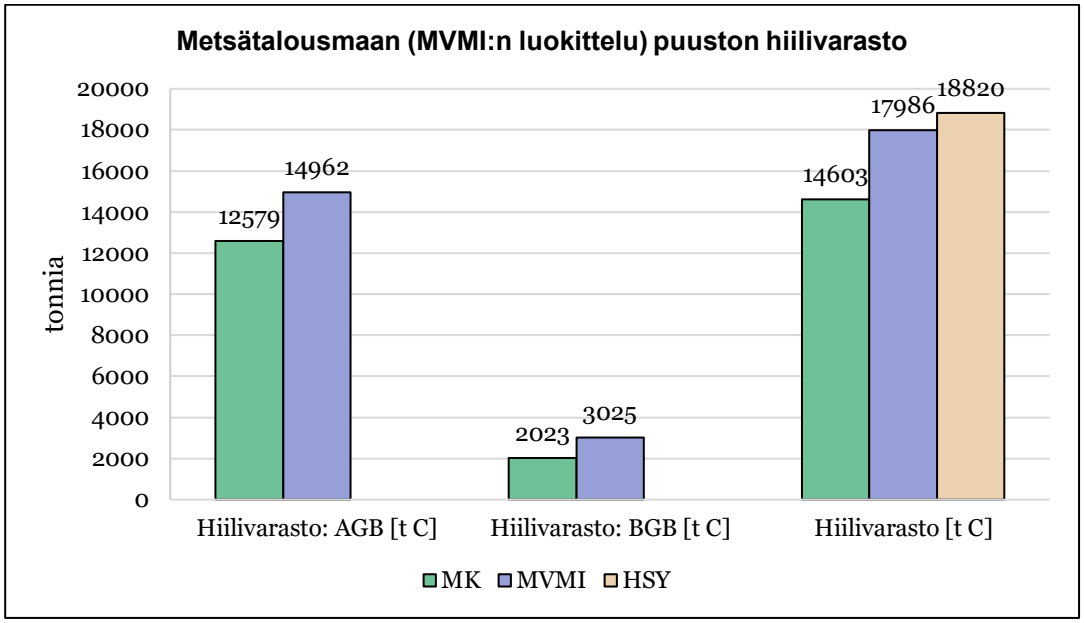
	Metsäkanta		**MVMI***		**HSY**	
	Σ	ha^{-1}	**Σ**	ha^{-1}	**Σ**	ha^{-1}
Hiilivarasto (AGB, t C)	20 127	17,22	14 962	12,80	**	**
Hiilivarasto (BGB, t C)	3 203	2,74	3 025	2,59	**	**
Kokonaishiilivarasto (t C)	23 329	19,95	17 986	15,38	30 192	25,82

4.2 Kaupunkimetsien hiilivarastot

Aineistoille laskettiin hiilivarastot MVMI:n alueluokituksen mukaan eli metsätalousalueelle. Aluerajauksen yhteispinta-ala oli 325,5 hehtaaria, joka kattoi noin 28 % tutkimusalueesta.

Kuvassa 12 on esitetty metsätalousmaan hiilivarastot. Suurin hiilivarasto havaittiin HSY-aineistossa (18 820 t C), jota seurasivat MVMI (17 986 t C) ja Metsäkanta (14 603 t C). Metsäkanta- ja HSY-aineistojen hiilivarastot olivat metsätalousalueella kummallakin noin 63 % niiden kokonaissummasta. Keskimääräiset hiilivaraston tiheydet olivat suuruusjärjestyksessä: 57,8 t C/ha (HSY), 55,3 t C/ha (MVMI) ja 44,9 t C/ha (Metsäkanta). Metsätalousalueiden hiilivaraston tiheys oli huomattavasti koko tutkimusalueen keskiarvoa korkeampi, jossa vastaavat keskiarvot olivat välillä 15–26 t C/ha.

MVMI:n ja HSY:n arviot metsätalousalueiden hiilivarastolle olivat keskenään melko samankaltaiset, jossa HSY:n arvio oli 4,6 % suurempi kuin MVMI:llä. Metsäkannan hiilivarasto oli MVMI-aineistoon verrattuna -18,8 % ja HSY-aineistoon verrattuna -22,4 %, joita voidaan pitää jo merkittävinä eroina.

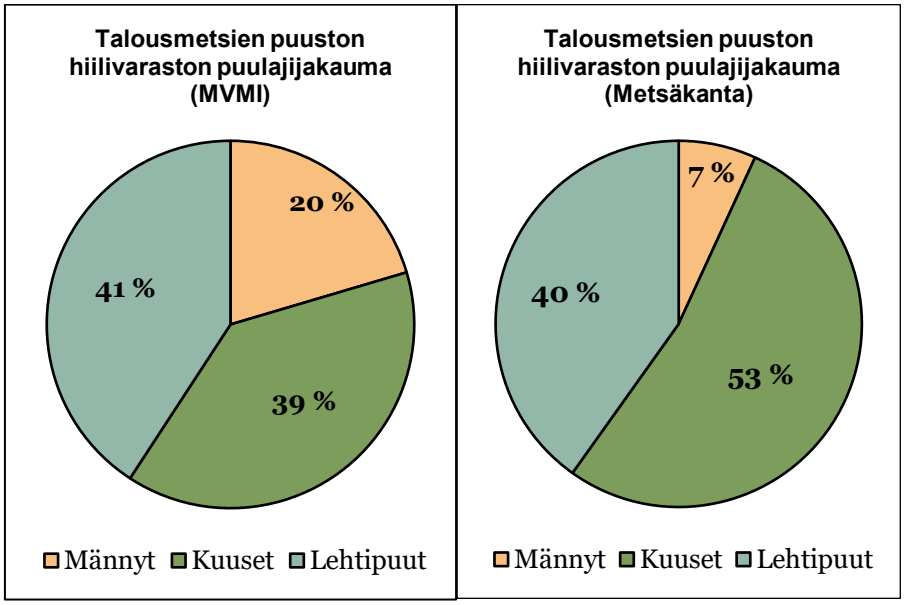


Kuva 12: MVMI-luokittelun mukaisen metsätalousmaan hiilivarastot kullekin aineistolle.

Metsäkanta- ja MVMI-aineistoille laskettiin lisäksi hiilivaraston jakautuminen maanpäälliseen (AGB) ja maanalaiseen osuuteen (BGB), sekä jakautuminen pääpuulajeittain (mänty, kuusi, lehtipuut). MVMI-aineiston AGB oli 14 962 t C, ja Metsäkanta-aineistolla AGB oli 12 579 t C, kun taas BGB eli juurten osuudet olivat 3 025 t C (MVMI) ja 2 023 t C (Metsäkanta). Vaikka

aineistojen välillä syntyikin maanpäällisestä osuudesta suurempi absoluuttinen erotus (2 383 t C), on maanalaisten hiilivarastojen suhteellinen ero suurempi: MVMI-aineiston arvio BGB:stä oli Metsäkannan allometrisesti laskettua BGB:tä 49,5 % suurempi. Aineistoille lasketut juuri-versosuhteet olivat 0,161 (Metsäkanta) ja 0,202 (MVMI).

Metsäkanta- ja MVMI-aineistojen välillä voidaan havaita myös huomattavia eroja hiilivaraston puulajijakaumassa (kuva 13). MVMI:n datassa männyt muodostivat 20,1 % hiilivarastosta, kuuset 39,3 % ja lehtipuut 40,6 %. Metsäkannassa tunnistettujen mäntyjen hiilivaraston osuus oli selvästi pienempi (6,8 %), kun taas kuusien osuus oli 53,7 % ja lehtipuiden osuus 39,5 %. Metsäkanta-aineistossa kuusien ja mäntyjen välinen suhde oli siis huomattavasti korostetumpi (lähes 8:1), kun taas MVMI:n datassa suhde oli noin 2:1. Lehtipuiden osalta aineiston välinen ero oli hyvin pieni, noin yhden prosenttiyksikön verran.



Kuva 13: Puuston hiilivaraston jakauma pääpuulajeittain, Metsäkanta- ja MVMI-aineistot.

4.3 Viherhoitoalueiden hiilivarastot

HSY- ja Metsäkanta-aineistojen hiilivarastoja vertailtiin HSY:n aineiston ABC-viherhoitoalueluokituksen yläluokkien mukaisesti. Luokittelu sisälsi kuusi ylätason maankäyttötyyppiä:

1. rakennetut viheralueet (A)
2. avoimet viheralueet (B)
3. taajamametsät (C)
4. suojelualueet (S)
5. muut luokat (M)
6. HSY:n tulosaineiston ulkopuolinen alue (U).

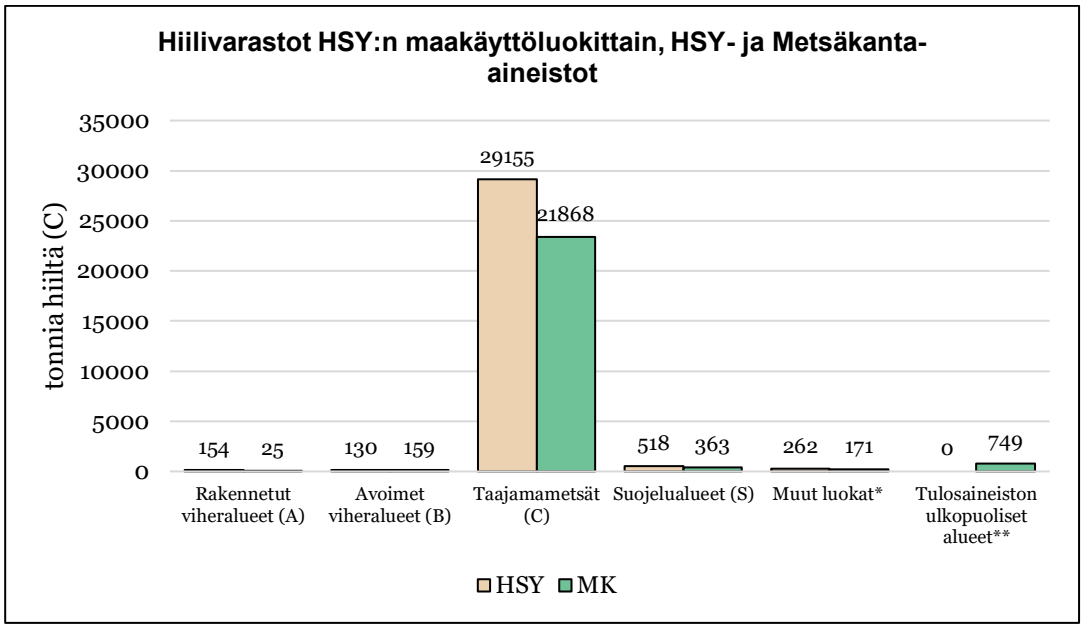
Viiden ensimmäisen luokan eli HSY:n tulosaineiston osuus tutkimusalueesta oli 654,0 hehtaaria eli 55,9 %. Loppuosa, 44,1 %, koostui HSY:n luokittelun mukaan lähinnä rakennetuista pinnoista, rakennuksista ja vesialueista, eikä niillä ollut HSY:n aineistossa kasvillisuuden hiilivarastoa. Taulukossa 10 on esitetty kunkin luokan pinta-ala. Taajamametsät (C) muodostivat kokonaispinta-alasta huomattavasti suurimman osan (43,5 %), kun taas viheralueiden osuus (A ja B) oli yhteensä vain 11,0 %. Viherluokkien jakauma alueella on näkyvissä liitteessä A.

Taulukko 10: Tutkimusalueen maankäyttöluokat ja niiden pinta-ala, HSY:n hiilinieluselvityksen aineiston mukaan (HSY ja alueen kunnat, 2020).

**Maankäytön erityisalueet, maankäytön muutosalueet, hoidon ja kunnossapidon ulkopuoliset alueet. **Rakennukset, päällystetyt maanpinnat ja vesialueet.*

Luokka	Pinta-ala, ha	%-osuus tutkimusalueesta
Rakennetut viheralueet (A)	74,6	6,4 %
Avoimet viheralueet (B)	53,5	4,6 %
Taajamametsät (C)	508,3	43,5 %
Suojelualueet (S)	4,9	0,4 %
Muut luokat* (M)	12,7	1,1 %
Tulosaineiston ulkopuoliset alueet** (U)	515,2	44,0 %
Yhteensä	**1169,1**	**100,0 %**

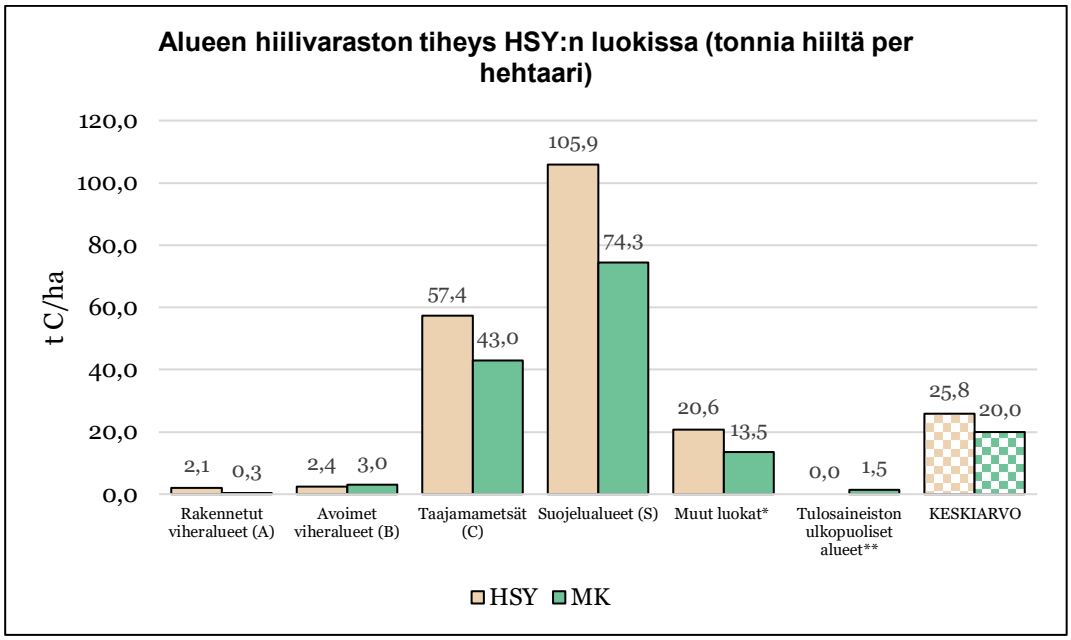
Kuvat 14 ja 15 esittävät HSY- ja Metsäkanta-aineistojen kokonaishiilivarastojen määrät ja tiheydet kussakin HSY:n maankäyttöluokassa. Suurin osa hiilivarastosta sijoittui selkeästi taajamametsiin (luokka C): HSY:n aineistossa luokan hiilivarasto oli 29 155 tonnia ja Metsäkannan aineistossa 21 868 tonnia, jotka vastaavat 96,5 % ja 93,7 % aineistojen kokonaishiilivarastosta, järjestyksessä. Metsäkannan taajamametsien hiilivarasto oli siten jopa 7 287 t C pienempi (-25,0 %). Toisiksi suurin luokka oli suojelualueet (S), joissa HSY:n arvio oli 518 tonnia ja Metsäkannan 363 tonnia (-29,8 %).



Kuva 14: HSY:n ja Metsäkannan hiilivarastojen jakautuminen viheraluehoitoluokittain. Kokonaishiilivarastot yhteensä: 30 192 t C (HSY) ja 23 329 t C (Metsäkanta).

Suurimmat suhteelliset erot aineistojen välillä havaittiin rakennettujen viheralueiden (A) luokassa. HSY:n mukaan tämän luokan hiilivarasto oli 154 tonnia, kun taas Metsäkannan arvio oli vain 25 tonnia (-83,8 %).

Hiilivarastojen tiheyden kannalta suurin luokka oli suojelualueet (S), (kuva 15). HSY:n aineistossa suojelualueiden keskimääräinen tiheys oli jopa 105,9 t C/ha, kun taas Metsäkannan vastaava arvo oli 74,3 t C/ha. Taajamametsien luokassa (C) tiheys oli HSY:llä 57,4 t C/ha ja Metsäkannalla 43,0 t C/ha. Nämä tiheydet vastaavat hyvin paljon metsätalousalueiden aluerajausta, jossa keskimääräiset tiheydet olivat 57,8 t C/ha (HSY) ja 44,9 t C/ha (Metsäkanta).

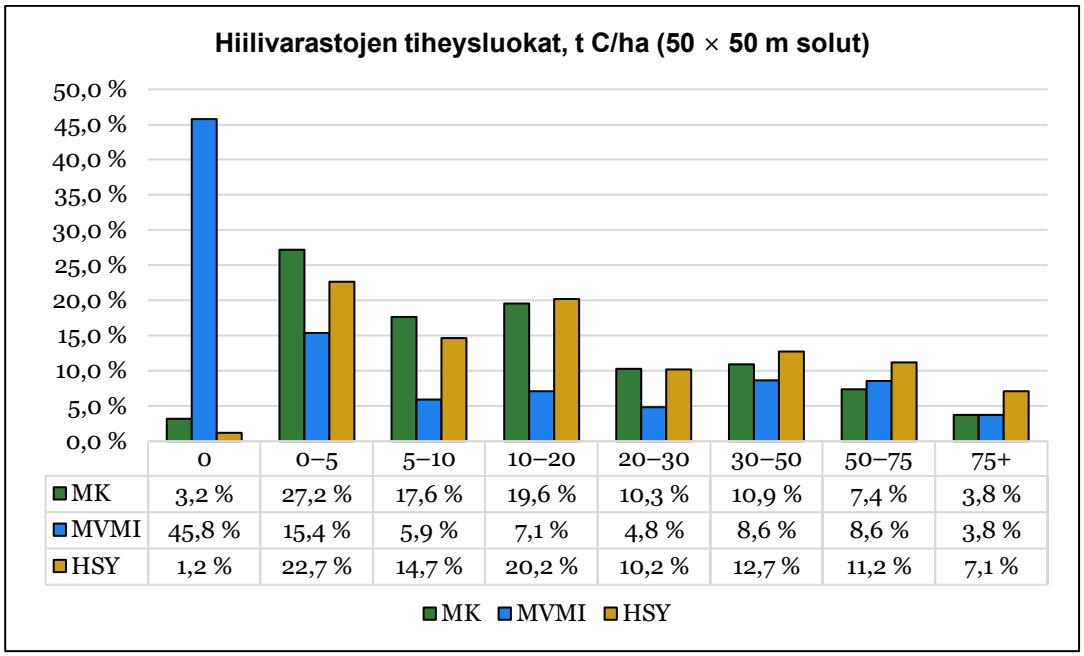


Kuva 15: HSY:n ja Metsäkannan hiilivarastojen tiheyden jakautuminen viheraluehoitoluokittain.

4.4 Hiilivarastojen rasterijakauma

Hiilivarastojen spatiaalista jakautumista tarkasteltiin rasterianalyysin avulla kolmessa eri resoluutiossa: 50 m, 100 m, ja 200 m neliösoluissa. Kullekin solulle laskettiin hiilivaraston tiheysarvo (t C/ha), ja tuloksia verrattiin kunkin aineiston (Metsäkanta, MVMI ja HSY) kesken. Kuvissa 16–18 on esitetty aineistojen tiheysluokkajakaumat histogrammeina kussakin resoluutioittain. Tiheysluokat on asetettu yhtenäiseksi kuvan 19 luokittelun kanssa, jossa on puolestaan visualisoitu hiilivarastojen tiheyksien alueelliset jakaumat karttapohjaisina esityksinä.

Aineistojen väliset erot tiheysluokkien jakaumissa voidaan havaita selkeästi (kuvat 16–18). HSY-aineisto painottuu yleisesti korkeampiin hiilitiheysluokkiin. Esimerkiksi 50 m resoluutiossa 11,2 % HSY:n soluista sijoittuu luokkaan 50–75 t C/ha, kun vastaava osuus Metsäkannalla on 7,4 % ja MVMI:llä 8,6 % (kuva 16). Myös korkeimman hiilitiheyden luokkaan (75+ t C/ha) sijoittuvien solujen osuus on HSY-aineistossa (7,1 %) lähes kaksinkertainen Metsäkantaan (3,8 %) ja MVMI:hin (3,8 %) verrattuna.

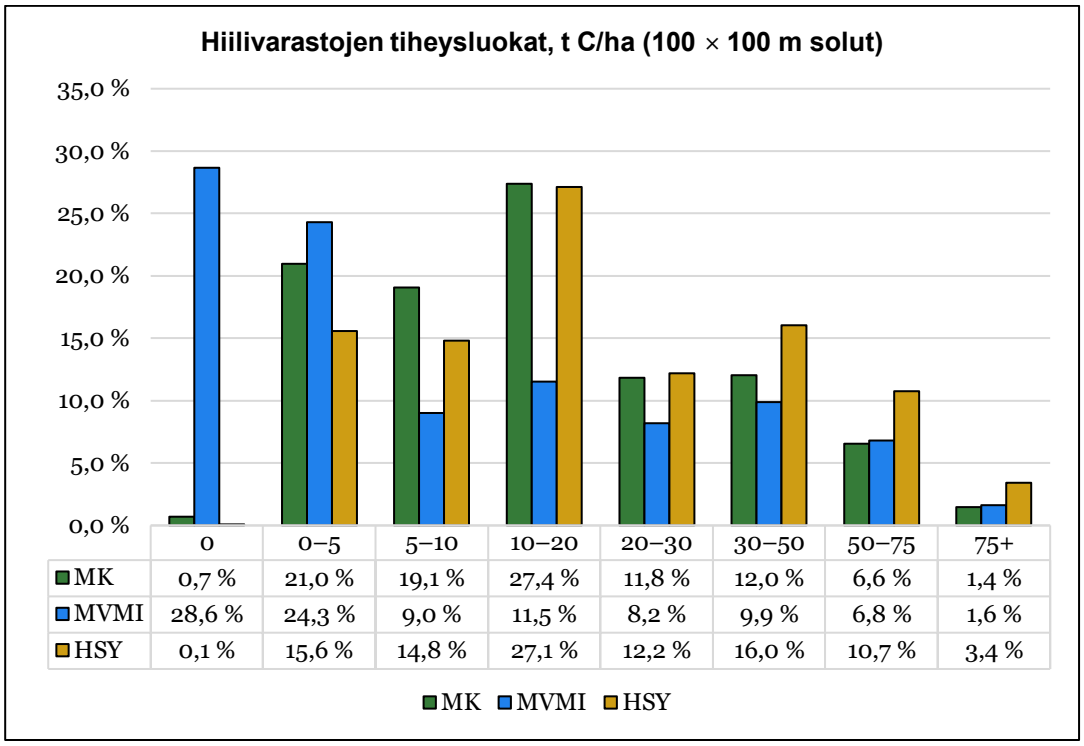


	0	0–5	5–10	10–20	20–30	30–50	50–75	75+
MK	3,2 %	27,2 %	17,6 %	19,6 %	10,3 %	10,9 %	7,4 %	3,8 %
MVMI	45,8 %	15,4 %	5,9 %	7,1 %	4,8 %	8,6 %	8,6 %	3,8 %
HSY	1,2 %	22,7 %	14,7 %	20,2 %	10,2 %	12,7 %	11,2 %	7,1 %

Kuva 16: 50 m × 50 m -solujen hiilivarastojen tiheysluokat.

Metsäkanta-aineiston jakauma on 50 metrin solutasolla valittujen tiheysluokkien osalta melko tasapainoinen, joskin se painottuu alhaisiin tiheysluokkiin HSY:tä hieman suuremmin. Suurin osa Metsäkanta-aineiston tulospinta-alasta (27,2 %) koostuu alhaisen hiilivaraston (0–5 t C/ha) soluista, kun esimerkiksi HSY:llä vastaava painoarvo on hieman alhaisempi (22,7) %.

Rasteriresoluutio vaikuttaa merkittävästi jakaumien muotoon. 50 metrin resoluutiossa MVMI-aineistossa nollaluokan osuus on huomattavan korkea (45,8 %), kun taas Metsäkannassa nollasoluja on vain 3,2 % ja HSY-aineistossa 1,2 %. MVMI-aineiston vahva polarisoituminen voidaan havaita myös kuvassa 19: osa alueista jää täysin nollatasolle (0 t C/ha), kun taas toisaalla esiintyy tummia, korkeampi arvoja.

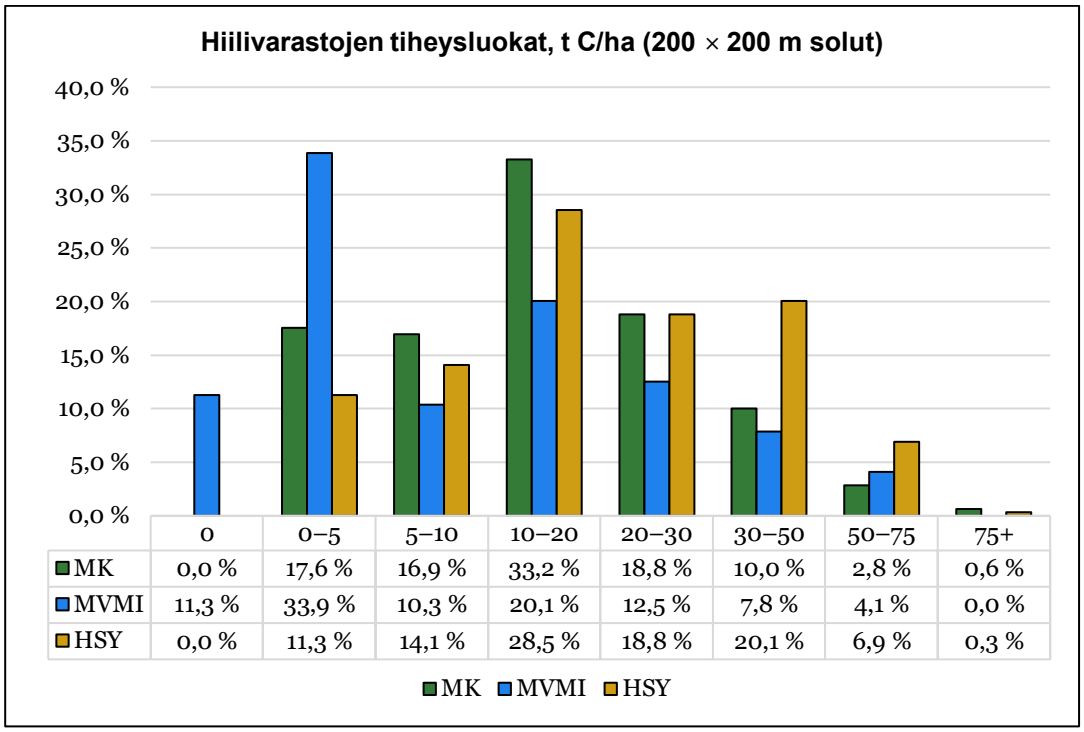


	0	0–5	5–10	10–20	20–30	30–50	50–75	75+
MK	0,7 %	21,0 %	19,1 %	27,4 %	11,8 %	12,0 %	6,6 %	1,4 %
MVMI	28,6 %	24,3 %	9,0 %	11,5 %	8,2 %	9,9 %	6,8 %	1,6 %
HSY	0,1 %	15,6 %	14,8 %	27,1 %	12,2 %	16,0 %	10,7 %	3,4 %

Kuva 17: 100 m × 100 m -solujen hiilivarastojen tiheysluokat.

Kuvasta 17 voidaan havaita, että 100 metrin resoluutiossa nollasoluja on aineistoissa vähemmän, mutta MVMI:ssä edelleen selvästi muita enemmän (28,6 %). Metsäkannan ja HSY:n painopiste siirtyy kohti keskiluokkia: suurin osuus sijaitsee luokassa 10–20 t C/ha (27,4 % ja 27,1 %, järjestyksessä). HSY:n jakauma säilyy melko laajana, jossa myös luokassa 30–50 t C/ha (16,0 %) on huomattavan suuri osuus soluista.

200 metrin resoluutiossa jakautumat tasoittuvat edelleen, kuten voidaan odottaa (kuva 18). Metsäkannassa ja HSY-aineistossa suurin osa soluista sijoittuu luokkaan 10–20 t C/ha (33,2 % ja 28,5 %, järjestyksessä), kun taas MVMI-aineistossa painottuminen kohdistuu alempaan luokkaan 0–5 t C/ha (33,9 %). Tämä erottaa MVMI:n jakauman selvästi muista aineistoista. Eroja esiintyy myös korkeammissa tiheysluokissa: HSY-aineistossa 20,1 % soluista sijoittuu luokkaan 30–50 t C/ha, mikä on selvästi enemmän kuin Metsäkannalla (10,0 %) ja MVMI:llä (7,8 %). Tämä korostaa HSY-aineiston yleistä painottumista suurempiin hiilitiheyksiin (erityisesti karkeammalla resoluutiolla), kun taas Metsäkannan ja MVMI:n jakaumat ovat tiheyden osalta maltillisempia.

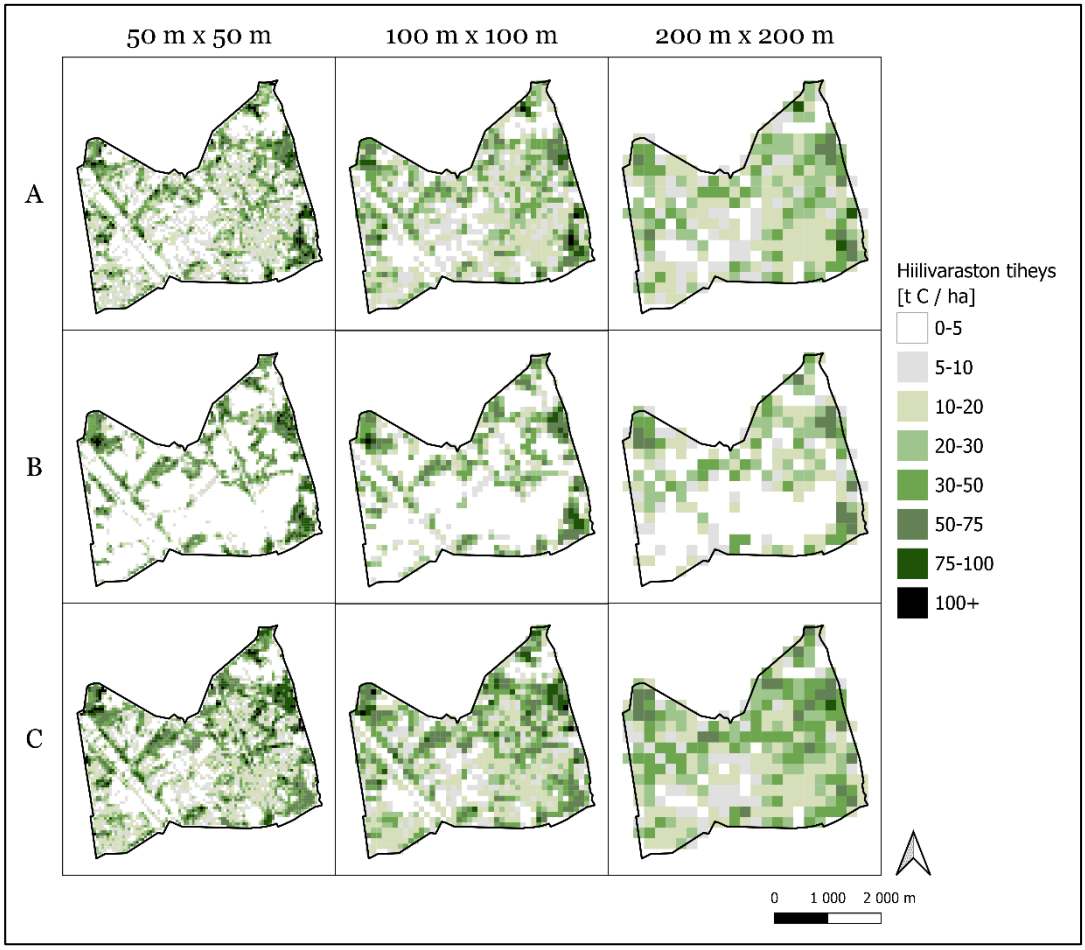


	0	0–5	5–10	10–20	20–30	30–50	50–75	75+
MK	0,0 %	17,6 %	16,9 %	33,2 %	18,8 %	10,0 %	2,8 %	0,6 %
MVMI	11,3 %	33,9 %	10,3 %	20,1 %	12,5 %	7,8 %	4,1 %	0,0 %
HSY	0,0 %	11,3 %	14,1 %	28,5 %	18,8 %	20,1 %	6,9 %	0,3 %

Kuva 18: 200 m × 200 m -solujen hiilivarastojen tiheysluokat.

Kuvasta 19 käy ilmi tiheysluokkien alueellinen sijoittuminen sekä aineistokohtaisia eroja intensiteetissä ja painottumisessa. Kaikissa aineistoissa hiilivarastot painottuvat metsäalueilla, mutta rasterijakaumat poikkeavat toisistaan erityisesti 50 metrin soluissa, joissa intensiteettierot ovat selkeitä. 200 metrin resoluutiossa vaihtelu hieman tasoittuu, jolloin rasterit näyttävät visuaalisesti enemmän samankaltaisilta, ja kontrastit sekä alueiden että aineistojen välillä vähenevät.

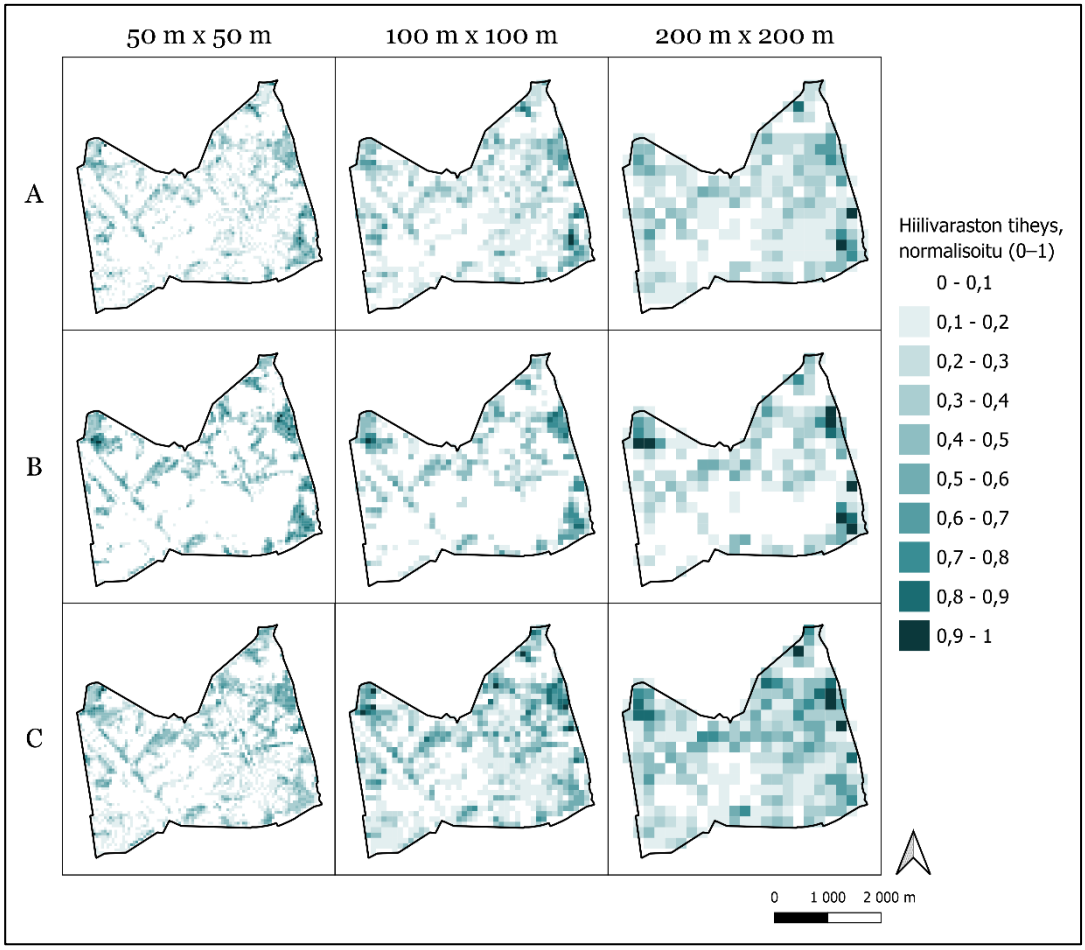
Kuvasta 19 voidaan heuristisesti havaita myös klustereita. Esimerkiksi tutkimusalueen kaakkoisnurkassa (metsäalue) on selkeä ero: HSY:n rasterissa alueelle sijoittuu enemmän tiheyden keskiluokkia (20–30 t C/ha ja 30–50 t C/ha), kun taas Metsäkannassa (A) ja MVMI:ssä (C) samalla alueella esiintyy vielä korkeampia hiilitiheyksiä (50+ t C/ha). Lokaaleja eroja tarkastellaan tarkemmin seuraavassa osiossa erotusanalyysin avulla.



Kuva 19: Hiilivarastojen tiheys kuvattu kolmessa eri resoluutiossa (50, 100, 200 m). A=Metsäkanta, B=MVMI, C=HSY.

4.5 Hiilivarastojen rasterierotusanalyysi

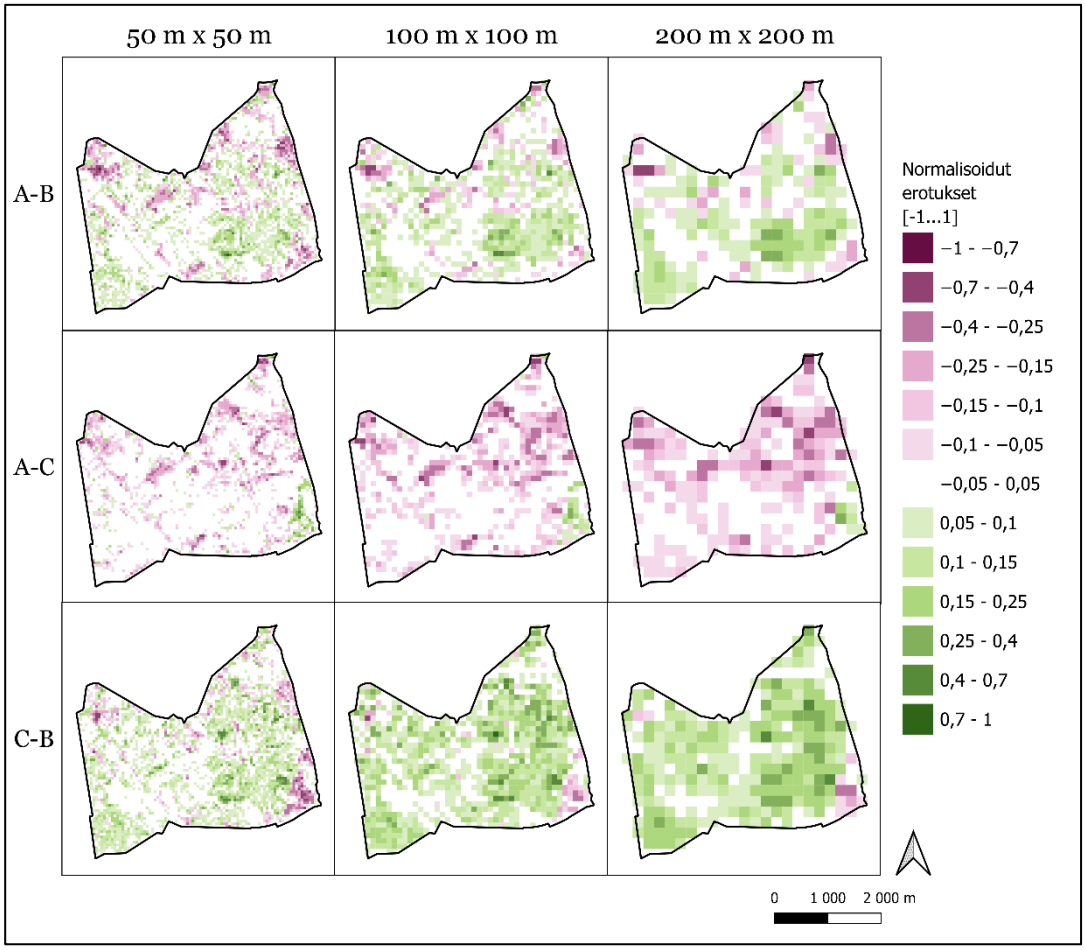
Aineistojen välisiä eroja tarkasteltiin rasterikohtaisesti vertaamalla hiilivarastojen normalisoituja arvoja toisiinsa. Normalisoidut arvot (0–1) on esitetty karttakuvissa (kuva 20) kaikilla kolmella resoluutiotasolla (50 m, 100 m ja 200 m). Tummemmat arvot kuvaavat korkeampaa hiilitiheyttä.



Kuva 20: Hiilivarastot, normalisoitu 0–1. A=Metsäkanta, B=MVMI, C=HSY.

Kahden aineiston väliset erotukset (–1,0–1,0) on havainnollistettu puolestaan kuvassa 21. Positiiviset arvot kuvaavat erotuksen ensimmäiseksi mainitun aineiston korkeampaa normalisoitua arvoa, ja negatiivinen arvo kuvaa jälkimmäisen arvon korkeampaa arvoa. Lähellä nollaa olevat erotukset eli hyvin samankaltaiset arvot (-0,05–0,05) on kuvattu erotuskuvissa valkoisina soluina.

Erotuskartoissa voidaan nähdä selkeitä alueellisia painottumia (kuva 21), joskin vaihdellen aineistoparien ja resoluutioiden kesken. 50 metrin resoluutiossa erot näyttäytyvät jyrkimpinä ja alueellisesti vaihtelevina, jossa yksittäisten viereisten solujen välillä on enemmän vaihtelua.



Kuva 21: Normalisoitujen hiilivarastojen erotuskuvat. Aineistojen selitykset: A=Metsäkanta, B=MVMI, C=HSY.

Metsäkanta- ja MVMI-aineistojen välillä (A-B) korostuvat lievästi positiiviset arvot (Metsäkannan hiilivarasto hieman suurempi) sekä yksittäiset korkeat negatiiviset arvot, jossa MVMI-aineisto tuottaa paikallisesti korkeampia arvioita hiilikeskittymistä. Metsäkannan ja HSY:n välillä (A-C) arvot puolestaan keskimäärin lähelle nollaa tai negatiivisiin arvoihin, korostaen HSY:n systemaattisesti korkeampia, lokaaleja hiilivarastoarvoja. HSY:n ja MVMI:n (C-B) välillä korostuu jonkin verran alueita, joissa erot ovat lähellä kumpiakin ääriarvoja (-1 tai 1), mutta keskimäärin HSY:n hiilivaraston arvot ovat suurempia.

Resoluution kasvaessa paikalliset erot tasoittuvat. 100 m rasterissa erotuskarttojen kontrasti vähenee, ja ääripäiden määrä pienenee. 200 m resoluutiossa erot alkavat paikoin muistuttaa laajoja, yhtenäisiä alueita, joissa keskimääräinen erotus on maltillinen, mutta silti selkeästi jompaan kumpaan suuntaan kallistuva (erityisesti HSY:n systemaattisesti korkeammat arvot).

Erot Metsäkanta- ja HSY-aineiston välillä (A-C) ovat tutkimuksen tarkastelun kannalta oleellisimpia, sillä niiden ulottuma on keskenään hyvin yhtäläinen, toisin kuin MVMI-aineistolla (B), joka rajoittuu vain metsätalousalueisiin. Tulokset osoittavat yllättävästi, että lähes koko tutkimusalueen osalta HSY-aineistolla on korkeampi suhteellinen hiilitiheys, mikä on näkyvissä kaikissa resoluutioissa. Ainoastaan tutkimusalueen kaakkoisnurkassa on havaittavissa pieni alue, jolla HSY:llä on muita aineistoja pienempi arvio hiilivarastosta.

Suhteellisen korkeiden erotusarvojen osuus (kun erotus > 0,25) pinta-alasta on HSY:n ja Metsäkannan välillä melko suuri. HSY on yli 0,25 yksikköä suurempi 3,0 % (50 m), 5,8 % (100 m) ja 6,9 % (200 m) pinta-alasta, kun Metsäkannalle vastaavat luvut ovat vain 0,5 % (50 m), 0,2 % (100 m) ja 0,3 % (200 m). Suhteelliset erot siis korostuvat karkeammalla resoluutiolla.

Seuraavassa luvussa käsitellään tarkemmin työn tulosten merkitystä ja esitetään mahdollisia selittäviä tekijöitä tulosten variaatiossa. Lisäksi seuraavassa luvussa kuvataan aineistojen ja menetelmien rajoitteita ja mahdollisia jatkotutkimuksen kohteita.

5 Keskustelu ja tulosten analysointi

Tässä luvussa tarkastellaan diplomityön keskeisiä havaintoja, tulosten merkitystä ja niiden rajoitteita. Luvussa arvioidaan tutkimuksessa käytettyjen menetelmien ja aineistojen soveltuvuutta kaupunkipuiden hiilivaraston arviointiin sekä nostetaan esiin aineistojen kriittisimmät epävarmuustekijät. Lisäksi luvussa pohditaan tulosten yhteyttä aiempaan tutkimukseen ja esitetään kehitysehdotuksia jatkotutkimukselle.

5.1 Yhteenveto päätuloksista

Työn tavoitteena oli arvioida kolmen paikkatietoaineiston tuottamia puiden hiilivarastoarvioita kaupunkiympäristössä ja vertailla, miten niiden tulokset eroavat toisistaan kokonaistasolla ja spatiaalisessa jakaumassa. Tutkimuksen keskiössä ei ollut pyrkimystä arvioida aineistojen tarkkuutta tai totuudenmukaisuutta, vaan havainnollistaa aineistojen suhteellisia eroja eri mittakaavoissa. Tuloksia tarkasteltiin tutkimusalueen tasolla, rasterisoluittain ja maankäyttöluokittain. Työn tutkimuskysymykset asetettiin tarkemmin luvussa 1.2.

Aineistojen välillä havaittiin merkittäviä eroja kokonaishiilivarastojen määrässä. Koko tutkimusalueen keskimääräiset hiilivarastot olivat 25,8 t C/ha (HSY) ja 20,0 t C/ha (Metsäkanta). MVMI-aineiston alueellinen kattavuus oli pienempi, jonka myötä sen hiilivarasto oli vain 15,4 t C/ha (MVMI). Metsätalousalueet muodostivat puolestaan yhtenäisen vertailukentän, jolla hiilivarastot olivat 57,8 t C/ha (HSY), 55,3 t C/ha (MVMI) ja 44,9 t C/ha (Metsäkanta). Metsäkannan hiilivarasto oli selkeästi alhaisin (22,4 % ja 18,8 % pienempi kuin HSY- ja MVMI-aineistoissa), kun taas HSY:n ja MVMI:n tulokset olivat lähempänä toisiaan (MVMI:n arvio oli vain noin 4,3 % pienempi). Metsäkanta- ja HSY-aineiston välinen ero pysyi melko samana koko tutkimusalueen keskiarvolta (-22,8 %).

Hiilivarastojen alueellista jakaumaa tarkasteltiin eri maankäyttöluokkien mukaan sekä rasteripohjaisesti eri resoluutioilla. Maankäyttöluokkakohtaisia hiilivarastoja tarkasteltiin HSY- ja Metsäkanta-aineistojen välillä ABC-viheralueluokituksen mukaisesti. Tarkastelu osoitti, että HSY:n aineisto tuotti kaikissa maankäyttöluokissa korkeammat hiilitiheysarvot, paitsi avoimien viheralueiden luokassa ja, luonnollisesti, tulosaineiston ulkopuolisilla alueilla. Metsäkannan arvio avoimilla viheralueilla oli 22 % suurempi, mutta määrällisesti vain 29 t C suurempi kuin HSY:llä. Muiden luokkien osalta erot olivat merkittävät toiseen suuntaan (HSY:n arvio suurempi), erityisesti suojelualueilla (105,9 t C/ha vs. 74,3 t C/ha) sekä taajamametsissä (57,4 t C/ha vs. 43,0 t C/ha), suhteellisten erojen ollessa -29,8 % ja -25,0 %. Suurimmat suhteelliset erot muodostuivat rakennettujen viheralueiden luokassa (-83,8 %), jossa HSY:n arvio oli 154 t C ja Metsäkannan vain 25 t C. Määrällisesti

suurimmat erot syntyivät kuitenkin taajamametsien luokassa, jotka kattoivat kummallakin aineistolla noin 95 % kokonaishiilivarastosta, ja joissa suhteellinen ero oli -25,0 %, Metsäkannan arvion ollessa huomattavasti pienempi. Luokkakohtainen tarkastelu paljastaa Metsäkanta- ja HSY-aineistojen välillä, että vaikka yksittäisissä pienemmissä luokissa suhteellinen ero saattaa olla suuri, niin keskimäärin aineistojen välinen ero on melko systemaattinen koko tutkimusalueen osalta, joskin tähän vaikuttaa osaltaan taajamametsien korkea painotus. Tulokset myös osoittavat, että aineistojen välinen ero korostuu tiheässä kasvillisuudessa, kun taas vähäpuustoisilla alueilla erot tasoittuvat.

Yksi hypoteesi tutkimuksen osalta oli, että HSY:n luokittelun ulkopuoliset alueet (noin 45 % pinta-alasta) saattavat sisältää todellisuudessa merkittävän osan kaupunkipuista, jotka jäävät huomioimatta. Metsäkanta-alueen arvio kyseiselle alueelle oli 16 831 puuta (noin 8 % tutkimusalueen puista), joiden hiilivarasto oli yhteensä 749 t C. Tulos on toki määrällisesti merkittävä, mutta suhteellisena osuutena se tarkoittaisi vain noin 2,5 % lisäystä HSY:n hiilivarastoon.

Rasteritasolla aineistojen väliset erot ilmenivät sekä spatiaalisina painottumina että jakaumien muodoissa. Metsäkanta-aineiston korkea spatiaalinen erotuskyky tuotti pieniruutuisessa (50–100 m) analyysissä paikallisia eroja muihin aineistoihin verrattuna. MVMI-aineisto sisälsi korkeamman resoluution tarkastelussa runsaasti nollasoluja, mikä johtuu sen metsäalueisiin rajatusta kattavuudesta. Karkeammassa 200 metrin ruudussa aineistojen väliset erot tasoittuivat, mikä korostaa resoluution merkitystä tulkinnassa. Silti myös tällä ruutukoolla havaittiin merkittäviä eroja, erityisesti HSY-aineiston osalta. HSY-aineisto tuotti systemaattisesti korkeampia arvoja lähes koko tutkimusalueella kussakin resoluutiossa. Erotusanalyysi paljasti, että erot eivät olleet kuitenkaan aina yksisuuntaisia, vaan aineistojen poikkeamat vaihtelivat suunnaltaan ja tutkimusalueen sisäisten alueiden kesken. Tämä viittaa siihen, että erot liittyvät paitsi aineistojen kattavuuteen ja rakenteeseen, myös eroihin puuston erotuskyvyssä ja yksikkötason tulkintavirheissä. Metsäkannan ja MVMI:n välillä esiintyi enemmän hajontaa, mikä johtuu osin MVMI:n rajautumisesta vain metsäisiin alueisiin. Eroja esiintyi kuitenkin myös yhtenevillä alueilla, molempiin suuntiin, kertoen menetelmäkohtaisesti variaatiosta hiilivarastojen arvioinnissa.

Lisäksi Metsäkanta- ja MVMI-aineistoille tarkasteltiin hiilivaraston jakautumista juuri-versosuhteen avulla sekä puulajiryhmittäin (mänty, kuusi, lehtipuut). Puulajijakaumissa havaittiin selkeitä poikkeamia: MVMI-aineistossa mäntyjen osuus hiilivarastosta oli selvästi suurempi, kun taas Metsäkannassa korostui kuusen osuus (ks. kuva 13). Lehtipuiden osuus pysyi molemmissa aineistoissa lähes samana. Erot puulajijakaumassa heijastuvat suoraan hiilivaraston määrään silloin, kun käytetään lajikohtaisia biomassakertoimia. Juuri-versosuhteet olivat puolestaan 0,161 (Metsäkanta) ja 0,202 (MVMI), osoittaen alhaista arviota juurten hiilivarastosta erityisesti

Metsäkannan osalta. Kokonaisuudessaan MVMI-aineiston arvio juurten hiilivarastosta oli lähes 50 % suurempi kuin Metsäkannalla, mikä viittaa aineistokohtaisiin eroihin mallien taustaolettamuksissa sekä BGB:n arviointiin liittyviin epävarmuuksiin. Juuri-versosuhteiden vertautumista kirjallisuudessa esitettyihin lukuarvoihin on käsitelty tarkemmin luvussa 5.3.

Vaikka yksiselitteisiä syitä aineistojen välisille eroille ei voida luotettavasti osoittaa, niitä voidaan kuitenkin katsoa selittyvän ainakin aineistojen kattavuuteen, puuston rajaukseen ja käytettyjen taustamalleihin ja -menetelmiin liittyen. Tämä korostaa tarvetta ymmärtää aineistojen rakenteelliset ja menetelmälliset lähtökohdat, siltä osin, kun niitä pyritään käyttämään kaupunkiympäristössä hiilivarastojen analysointia varten. Seuraavassa osiossa käsitellään tarkemmin työn tulosten merkitystä (luku 5.2), jonka jälkeen syvennytään tarkemmin kunkin aineiston ja työssä käytettyjen menetelmien rajoitteisiin (luvut 5.3 ja 5.4).

5.2 Työn merkitys

Tämä diplomityö tarjoaa perustan kolmen julkisen sektorin tuottaman paikkatietoaineiston (Metsäkanta, MVMI ja HSY) vertailevalle tarkastelulle kaupunkipuiden hiilivaraston arvioinnissa. Työn keskeinen vahvuus on siinä, että aineistoja analysoidaan yhtenäisessä viitekehyksessä (rasterianalyysi ja alueelliset luokat), mikä mahdollistaa keskinäisen vertailun aiempaa johdonmukaisemmin. Vaikka yksittäisten menetelmien ja aineistojen soveltuvuutta on arvioitu kirjallisuudessa, tiedettävästi vastaavaa kolmen aineiston rinnakkaisvertailua ei ole aiemmin tutkittu yhtä kattavasti, mikä korostaa työn tulosten ainutlaatuisuutta.

Diplomityö tuottaa uutta tietoa siinä, miten aineistovalinnat vaikuttavat kaupunkiympäristöjen hiilivarastoarvioiden tuloksiin ja minkä suuruusluokan eroja voidaan havaita eri aineistojen välillä. Käytetyt menetelmät vastasivat hyvin asetettuihin tutkimuskysymyksiin, sillä ne toivat selkeästi esiin aineistojen eroja sekä skaalassa että hiilen tiheyden jakautumisessa. Tulokset demonstroivat systemaattista eroa: suurimman ja pienimmän kokonaishiilivarastojen ero oli tutkimusalueen osalta 5,8 t C/ha (yli -20 % ero) ja yksittäisten maankäyttöluokkien osalta korkeimmillaan jopa 31 t C/ha. Työssä havaittu suuri lokaalitason vaihtelu (50–200 metrin ruututasolla) hiilivarastojen arvioissa viittaa myös merkittäviin eroihin kasvillisuuden tulkinnassa ja haasteisiin arvioida hiilivarastoja pienessä mittakaavassa, kuten yksittäisten kortteleiden tai viheralueiden tasolla. Tämä korostaa tarvetta hyödyntää ja kehittää tarkempia, kaupunkiympäristöön kohdennettuja menetelmiä.

Lisäksi työ tarjoaa käytännön esimerkin menetelmällisestä tarkastelusta eri resoluutioissa ja maankäyttöluokittain, minkä avulla voidaan tuottaa tarkempaa tietoa hiilivaraston jakauman eroavaisuuksista. Työ osoittaa, että paikkatietomenetelmiin pohjautuva systemaattinen tarkastelu, kuten normalisointi ja erotusanalyysi, tarjoaa toimivan vertailukehyksen aineistojen

väliseen tarkasteluun. Vastaavat menetelmät voivat toimia mahdollisena vaihtoehtona ilmastopolitiikan arvioinnin tukena, sillä kaupungit ja valtiot hyödyntävät yhä useammin paikkatietoa hiilinielujen ja -varastojen seurannassa (Soimakallio ja Lipsanen, 2021; HSY, 2020).

Työn tulokset osoittavat, että paikkatietoaineistojen käyttö hiilivarastojen arvioinnissa edellyttää kriittistä aineistokohtaista tulkintaa ennen niiden soveltamista osaksi päätöksentekoa. Aineistojen valinta vaikuttaa suoraan hiilivarastojen arvioinnin tulosten laatuun ja käyttökelpoisuuteen, mikä korostaa jatkuvaa tarvetta menetelmien kehittämiselle ja virhearvioinnille. Mikäli arviointi perustuu yksittäiseen aineistoon, sen rajoitteet on tunnistettava ja kommunikoitava selkeästi. Tässä työssä toteutettu monilähteinen vertailu voi lisätä arvioiden luotettavuutta ja paljastaa, missä määrin tuloksiin liittyy alueellista, rakenteellista tai menetelmäkohtaista vaihtelua. Seuraavissa luvuissa pohditaan tarkemmin työhön valittujen aineistojen ja menetelmien rajoitteita (luvut 5.3 ja 5.4).

5.3 Aineistojen rajoitteet

Työn aineistoissa on useita rajoittavia tekijöitä, jotka vaikeuttavat niiden välistä yhtenäistä vertailua, sekä lisäävät sisäisiä epätarkkuuksia. Vertailua rajoittavia tekijöitä ovat aineistojen väliset eroavaisuudet alueellisessa kattavuudessa, kasvillisuuden kattavuudessa ja aineistojen ajankohdassa. Lisäksi aineistoihin liittyy itsessään yksikkötason virheitä hiilivaraston arvoissa, joita on kuvattu tarkemmin luvun lopussa.

Aineistojen välillä on merkittäviä eroja siinä, miten ne kattavat kasvillisuutta alueellisesti ja määritelmällisesti. Metsäkanta- ja HSY-aineistojen voidaan katsoa lähtökohtaisesti kattavan koko alueen puuston, mutta MVMI-aineisto rajoittuu vain metsätalousalueiden puustoon (noin 29 % tutkimusalueen pinta-alasta). HSY-aineisto eroaa kuitenkin kasvillisuudeltaan. Se sisältää puuston lisäksi myös muuta kasvillisuutta, kuten puiden karikkeen ja aluskasvillisuuden (ks. luku 3.2.3), kun taas muut aineistot käsittelevät pelkästään puiden hiilivarastoa. Muun kasvillisuuden osuutta ei kuitenkaan ole aineistossa eritelty, joten sen vaikutusta hiilivarastojen tuloksiin on vaikea arvioida. On kuitenkin todennäköistä, että tämä kattavuusero on osittain selittävä tekijä HSY-aineiston korkeammissa hiilivarastoissa suhteessa muihin aineistoihin. Alueellinen eroavaisuus on otettu työssä huomioon tarkastelemalla aineistoja yhtenäisellä aluerajauksella (luku 4.2), kun taas HSY-aineiston laajempaa kasvillisuutta on pyritty huomioimaan tulosten normalisoinnilla sekä normalisoitujen rasteriarvojen erotuksella (luku 4.5), vähentäen aineistojen sisällöllisistä eroista johtuvia vinoumia.

Vertailua vaikeuttavat lisäksi eroavaisuudet maanpäällisen biomassan (AGB) ja maanalaisen biomassan (BGB) käsittelyssä. HSY-aineistossa ei ole eroteltu hiilivarastoa ollenkaan AGB/BGB-osuuksiin tai puulajiosuuksiin, vaan se esitetään yksittäisenä kokonaisarvona. Siten HSY-aineistoa ei voitu

vertailla hiilivaraston allokoitumisen näkökulmasta ollenkaan. Metsäkanta-aineistossa puolestaan AGB oli valmiina arvona, kun taas BGB jouduttiin laskemaan erikseen allometrisillä yhtälöillä (ks. yhtälö 5), mikä lisäsi epätarkkuutta edelleen. MVMI-aineisto sisälsi sekä AGB/BGB-jaottelun että puulajijaottelun, joka mahdollisti kuitenkin vertailun Metsäkanta-aineiston kanssa.

Aineistot kuvaavat puustoa hieman eri ajankohdilta: 2020 (Metsäkanta-aineisto), 2019 (MVMI) ja 2019 (HSY), ja vain MVMI-aineiston osalta on mainittu tarkempi päivämäärä kasvillisuuden ajankohdalle (31.7.2019). Tämä lisää vertailun epätarkkuutta, sillä hiilivaraston määrä muuttuu ajassa puiden luonnollisen kasvun sekä mahdollisten maankäytön muutosten myötä. Koska maankäytön muutosten vaikutusta ei tiedetä, on mahdotonta arvioida puuston määrän muutosta vuosien 2019–2020 aikana. Lisäksi MVMI- ja HSY-aineistojen lähtödata on kerätty eri vuosilta, mikä kasvattaa ajallista epäyhteneväisyyttä. Esimerkiksi tilanteissa, joissa kasvillisuutta on poistettu aineiston keruun ja kasvillisuutta kuvaavan ajankohtien välissä, voi syntyä lokaalilla tasolla huomattavia poikkeamia. Tämänkaltaiset ajalliset ristiriidat voivat mahdollisesti osaltaan selittää lokaalitason eroja aineistojen välillä, mutta niiden kokonaisvaikutusta ei voida arvioida.

Käytettyjen aineistojen yksikkötason virheet ovat myös suuruudeltaan merkittäviä ja vaikuttavat tulosten luotettavuuteen erityisesti kaupunkiympäristössä. Metsäkanta-aineistossa yksittäisen puun DBH:n keskivirhe (RMSE) on noin 16 % ja biomassan jopa 30 %, ja puulajitunnistuksen tarkkuus on vain noin 80 % (Hyyppä, 2023). MVMI-aineistossa koealatasolla DBH:n keskivirhe on 15–30 % ja biomassan keskivirhe on 20–45 % puulajista riippuen (Metsäkeskus, 2023). Hilaruudun tasolla biomassan virheet vaihtelevat muun muassa kuusen rungon osalta 4,8–24,0 t/ha välillä ja juuriston osalta 2,1–7,6 t/ha välillä kasvualustan mukaan (Luonnonvarakeskus, 2021). Muiden biomassakomponenttien virheet ovat vähäisempiä, joskin vaikuttavat kokonaisbiomassan arvioon. Männyllä vastaavat arvot ovat hieman suuremmat ja lehtipuilla hieman pienemmät. HSY-aineiston yksikkötason virheistä ei ole puolestaan saatavilla arvioita.

Virhearvojen osalta on tärkeää huomioida, että esitetyt keskivirheet perustuvat metsäalueiden keskiarvoihin. Lisäksi aineistojen taustalla olevat menetelmät ja referenssiaineistot on lähtökohtaisesti kohdennettu tyypillisimpien metsäympäristöjen puuston mittaamiseen, mikä voi poiketa kaupunkialueiden puuston rakenteesta huomattavasti, kuten kirjallisuudessa on osoitettu (Jo ja McPherson, 1995; McHale et al., 2009). Tämä tarkoittaa, että kaupunkiympäristössä puiden lajitunnistuksen ja biomassan suhteelliset virheet ovat todennäköisesti yllä esitettyjä vielä suuremmat, mikä korostaa aineistojen epätarkkuuksia tämän työn urbaanissa kontekstissa erityisesti lokaalilla tasolla.

5.4 Menetelmien rajoitteet

Työn keskeisimpänä rajoitteena voidaan nähdä referenssidatan puute. Koska tutkimusalueelta ei ole saatavilla mitattua pohjatotuutta (kenttämittausten avulla), aineistojen absoluuttista tarkkuutta ei voida arvioida eikä vertailla. Työ perustuu siten aineistojen välisten suhteellisten erojen vertailuun, mutta ei mahdollista virhemarginaalien määrittämistä tai johtopäätöstä siitä, mitkä aineistoista mahdollisesti ali- tai yliarvioivat todellisen hiilivaraston.

Yksi merkittävä epävarmuustekijä liittyy käytettyjen menetelmien metsäriippuvuuteen. Työssä käytetyt allometriset yhtälöt (Repola, 2008; Repola, 2009) perustuvat metsäympäristön olosuhteisiin ja puulajeihin, eikä niiden siirrettävyyttä kaupunkipuiden arviointiin ole systemaattisesti validoitu. Kyseisiä yhtälöitä on käytetty kunkin aineiston taustamenetelminä jo valmiiksi, jonka myötä niitä päätettiin soveltaa myös tässä työssä Metsäkanta-aineiston BGB:n laskemiseen. Tämä on vertailun kannalta etuna, koska laskennan taustaoletukset ovat yhdenmukaisia, mutta toisaalta metsäpohjaisten mallien käyttö lisää virhemahdollisuuksia. Ensinnäkin allometriset yhtälöt sisälsivät puulajien luokittelun karkeasti vain mäntyihin, kuusiin ja koivuihin, kun taas tutkimusalueella sijaitsee pelkästään Helsingin puurekisterin perusteella jo yli 80 eri puulajia (Helsingin kaupunki, 2019). Aineistojen puulajitunnistuksen epätarkkuudet, joista myös aineistojen väliset erot puulajijakaumassa kielivät, kertaantuvat lajikohtaisten allometristen yhtälöiden myötä. Toisekseen yhtälöt on kalibroitu vain tietynkokoisille puille, kun taas tässä työssä niitä sovellettiin laajasti kaikkiin puihin. Allometristen yhtälöiden puukohtaista tarkkuutta biomassan arvioinnissa voidaan siten lähtökohtaisesti pitää alhaisena.

Aineistojen laskennalliset juuri-versosuhteet kuvaavat mahdollisia aliarvioita juurten hiilivarastoista. Metsäkannalle laskettu juuri-versosuhde oli 0,161 ja MVMI-aineistolle 0,202. Kirjallisuudessa arvot ovat puolestaan melko paljon suuremmat, erityisesti Metsäkanta-aineistoon verrattuna. Boreaalisilla metsillä arvot ovat eri tutkimusten mukaan 0,24–0,39 välillä (Cairns et al., 1997; Mokany et al., 2005; Huang et al., 2021). Jos Metsäkannan BGB:n arvioimiseen olisi käytetty allometristen yhtälöiden sijaan juuriversosuhteiden keskiarvoa kirjallisuudesta, vaikkakin vain maltillisempaa arvoa 0,24, olisi aineiston arvio juurten hiilivarastosta noin 49 % suurempi. Tällöin kokonaishiilivaraston arvio olisi nykyistä noin 7 % korkeampi. Valittu allometrinen yhtälö voi mahdollisesti selittää osaltaan sitä, miksi Metsäkanta-aineiston hiilivarasto on muita aineistoja huomattavasti pienempi.

Työssä käytetty normalisointimenetelmä toi vahvasti esiin aineistojen suhteellisia eroja, mutta siihen liittyy myös epävarmuutta. Skaalaaminen maksimiarvojen mukaan voi vääristää aineistojen välistä eroa etenkin silloin, kun aineistoissa esiintyy yksittäisiä yläpään poikkeamia. Kunkin aineiston hiilivarastojen arvot painottuivat voimakkaasti alakvartiileihin, mutta yksittäiset huippuarvot kasvattivat skaalaa. Tämä oli havaittavissa erityisesti 50

metrin resoluutiolla, jossa Metsäkanta- ja HSY-aineistojen hiilivaraston tiheyden maksimiarvot (145 ja 149 t C/ha) olivat huomattavasti korkeammat kuin MVMI-aineistolla (115 t C/ha). 100 ja 200 metrin resoluutioissa erot maksimiarvoissa olivat kuitenkin aineistojen kesken enää alle 10 prosentissa. Tarkempi statistiikka tiheyden jakaumasta ja yksittäisten maksimiarvojen vähempi huomioiminen normalisoinnissa voisi mahdollisesti tukea tulosten tulkintaa ja syventää vertailuanalyysiä.

Lopuksi on huomioitava, että työn tuloksia ei voi yleistää muihin alueisiin, kaupunginosiin tai ajankohtiin. Aineistojen laatu ja ajallinen ulottuvuus, kaupungin ja sen kasvillisuuden rakenne, sekä käytettyjen mallien paikallinen soveltuvuus voivat vaikuttaa arvioihin merkittävästi. Työn tulokset ovat päteviä valitulle ajankohdalle ja tutkimusalueelle, mutta vaativat tulosten toistamista muissa konteksteissa.

5.5 Sovellettavuus ja yhteys aiempaan tutkimukseen

Aiemmat tutkimukset ovat hyödyntäneet usein yhtä menetelmää kerrallaan hiilivaraston arvioinnissa: esimerkiksi Nowak ja Crane (2002) nojasivat kenttämittausten pohjalta allometrisiin malleihin. Nykyisin tutkimuksissa korostuu useamman paikkatietomuuttujan tai -aineiston yhdistäminen AGB:n mallintamisessa, jotka tuottavat usein tarkemman lopputuloksen (mm. Vicharnakorn et al. 2014). Tämä diplomityö osoittaa samansuuntaisesti, että eri aineistojen tuottamat hiilivarastoarviot voivat poiketa merkittävästi toisistaan, ja että yhdistämällä näkökulmia voidaan muodostaa kattavampi kokonaiskuva aineistojen vahvuuksista ja heikkouksista. Lisäksi työ korostaa kirjallisuuden havaintoja kaupunkiympäristöön soveltuvien arviointimenetelmien kehittämisen tarpeesta, kuten aiemmin on osoitettu.

Tässä työssä esitetyt arviot kaupunkiympäristön hiilivaraston suuruudesta (20,0–25,8 t C/ha) asettuvat melko lähelle joidenkin tutkimusten keskiarvoja. Nowak ja Crane (2002) arvioivat kymmenen yhdysvaltaisten kaupunkipuiden maanpäällisen hiilivaraston keskiarvoksi 25,1 t C/ha, ja Raciti et al., (2014) arvioivat Bostonin hiilivarastoksi 28,8 t C/ha. Arvioiden vertailussa on kuitenkin huomioitava, että eri kaupunkien kasvillisuuden määrä saattaa vaihdella paljonkin, eikä tulosten samankaltaisuus kuvaa vielä niiden totuudenmukaisuutta.

Työn keskeinen kontribuutio on tarjota kvantitatiivinen vertaileva viitekehys, joka tukee aiempaa tutkimusta ja osoittaa, että useiden tietolähteiden ja menetelmien yhdistäminen voi lisätä arvioiden luotettavuutta (Qureshi et al., 2012). Seuraavassa luvussa käsitellään tarkemmin, miten hiilivarastojen arvioita voitaisiin tarkentaa ja todentaa. Lisäksi pohditaan, minkä asioiden huomioiminen mahdollistaisi paremman kokonaiskuvan muodostamisen ei vain puuston hiilivarastoista, vaan koko ekosysteemin hiilisyklistä.

5.6 Jatkotutkimuksen mahdollisuudet

Yksi keskeinen jatkotutkimuksen suunta olisi huomioida kaupunkipuiden lisäksi myös muun kasvillisuuden sekä maaperän hiilivarastot. Maaperä, karike, kuollut puuaines ja pienkasvillisuus muodostavat todellisuudessa moninkertaisten hiilivaraston puustoon verrattuna (IPCC, 2006). Puistoalueilla maaperän hiilivarasto saattaa olla paikoittain jopa suurempi kuin metsissä, kuten Lindén et al. (2020) ovat osoittaneet. Rajauksen ulkopuolella olevia hiilivarastoja olisi voitu tässä työssä arvioida karkeasti puuston hiilimäärän ja rakenteen perusteella, esimerkiksi kirjallisuuden kertoimien avulla, mutta tällöin mahdolliset systemaattiset virheet olisivat kertaantuneet.

Diplomityön hiilivarastoarvioiden luotettavuuden todentaminen edellyttäisi maastosta kerättyä referenssidataa. Keskeinen jatkokehityksen kohde on kaupunkipuuston systemaattinen maastomittaus, jonka avulla eri aineistojen tuottamia arvioita voitaisiin validoida ja arvioida, missä määrin ne tuottavat mahdollisia ali- tai yliarvioita. Arviointi voitaisiin toteuttaa tämän työn mukaisesti eri resoluutiotasoilla, jolloin saataisiin tietoa hiilivarastojen erotuskyvyn todellisesta tarkkuudesta. Tutkimuksen yhteiskunnallinen arvo kasvaisi, jos menetelmät skaalattaisiin laajemmalle alueelle, esimerkiksi koko pääkaupunkiseudulle. Tällöin voitaisiin tarkastella, miten aineistojen keskimääräiset hiilivarastot ja niiden väliset suhteelliset erot muuttuvat suuremmassa mittakaavassa ja miten ne suhteutuvat maastomittauksiin.

Hiilensidonnan arvioinnin näkökulmasta tulisi huomioida pidemmän aikavälin kehitys sekä puuston elinkaari, eikä pelkästään yhteen ajankohtaan sidottu arvio hiilivarastosta. Tulosten vertaileminen useammalta ajankohdalta mahdollistaa ajallisen seurannan sekä tulevaisuuden hiilivarastojen ennustamisen. Lisäksi elinkaariajattelu tuottaa tarkempaa tietoa hiilisyklin virtauksista ja muutoksista. Esimerkiksi Velasco et al. (2016) korostavat tutkimuksessaan, että puiden istutuksesta ja hoidosta aiheutuu maanmuutosten myötä suuria hiilipäästöjä, joita ei useimmiten oteta huomioon hiilensidonnan arvioinnissa. Riikonen et al. (2017) ovat havainneet vastaavasti, että kaupunkipuut kompensoivat istutuksen hiilipäästöjä vasta keskimäärin noin 30 kasvuvuoden kohdalla. Puiden elinajanodote ja kuolleisuus vaikuttavat siten merkittävästi siihen, kuinka nettopositiivista kasvillisuuden hiilensidonta lopulta on (Nowak ja Crane, 2002).

Puurekisterit ovat yksi mahdollinen referenssiaineisto hiilivarastojen validoinnille, silloin kun ne sisältävät tarkasti puiden sijainti- ja ominaisuustiedot, ovat kattavuudeltaan riittävän laajoja ja niitä päivitetään säännöllisesti. Aiemmissa tutkimuksissa onkin hyödynnetty puurekistereitä paikkatietomenetelmien tukena (mm. Rizvi et al., 2016; Khodakarami et al., 2022). Lisäksi kirjallisuudessa on korostettu puuston iän ja lajin tiedon tärkeyttä hiilivaraston arvioinnin tarkkuudessa (Schick et al., 2023), jonka myötä puurekisterien tieto voi tuoda merkittävää etua. Tähän työhön harkittiin Helsingin kaupungin puurekisteriä yhdeksi vertailuaineistoksi, mutta sen rajoitteeksi

osoittautui puiden suhteellisen pieni otanta. Puurekisterien yksittäisten puiden tarkempaa lajitietoa voitaisiin kuitenkin teoriassa hyödyntää muun paikkatiedon, esimerkiksi Metsäkanta-aineiston puulajiluokittelun validoinnissa. Siten se mahdollistaisi myös puulajikohtaisten mallien hyödyntämisen, joka tarkentaisi arvioiden tarkkuutta yksittäisten puiden osalta, ja sen myötä myös opetusdatana muiden puiden ennustamiselle.

Kuten aiemmin työssä on osoitettu, urbaaniin ympäristöön soveltuvien biomassamallien kehittäminen on selkeästi tarpeen. Koska kaupunkipuuston rakenne, lajisto ja kasvuolosuhteet poikkeavat merkittävästi talousmetsistä, yleistetyt allometriset mallit voivat tuottaa merkittäviä virheitä. Useiden tutkimusten mukaan lajikohtaiset mallit ovat tarkempia (Peper et al., 2001; McHale et al., 2009), mikä korostaa tarvetta kehittää kaupunkiympäristöön kalibroituja laskentamenetelmiä, jotka huomioivat alueelliset erityispiirteet paremmin.

6 Yhteenveto

Tässä diplomityössä tarkasteltiin kolmen erilaisen paikkatietoaineiston (Metsäkanta-, MVMI- ja HSY-aineistot) tuottamia puiden hiilivarastoarvioita kaupunkiympäristössä ja arvioitiin niiden eroja määrällisesti ja alueellisesti. Työn tavoitteena ei ollut määrittää arvioiden absoluuttista tarkkuutta, vaan vertailla aineistojen välisiä suhteellisia eroja eri mittakaavoissa.

Tulokset osoittivat, että eri aineistojen tuottamat kaupunkipuiden hiilivarastoarviot poikkesivat toisistaan enimmillään jopa 20–30 %. Kaupunkimetsien osalta hiilivarastot olivat 57,8 t C/ha (HSY), 55,3 t C/ha (MVMI) ja 44,9 t C/ha (Metsäkanta), kun taas koko tutkimusalueen osalta hiilivarastot olivat 25,8 t C/ha (MVMI) ja 20,0 t C/ha (Metsäkanta). MVMI-aineistolle ei voitu tuottaa arvioita koko tutkimusalueen hiilivarastolle, sillä se rajoittui vain metsäalueisiin. Paikallisella tasolla (50–200 metrin rasterisoluissa) havaittiin lisäksi huomattavaa vaihtelua aineistojen välillä. Jopa 200 metrin resoluutiossa vaihtelu oli suhteellisen suurta, mikä viittaa sekä aineistojen yksikkötason korkeisiin keskivirheisiin että eroihin niiden kyvyssä tunnistaa kasvillisuutta.

Tämä työ osoittaa, että paikkatietopohjaiset hiilivarastoarviot vaativat huolellista aineistokohtaista tarkastelua, erityisesti kaupunkiympäristössä, jossa kasvillisuuden rakenne, hoitokäytännöt ja lajisto eroavat merkittävästi talousmetsistä. Kaikissa tarkastelluissa aineistoissa ja myös työssä käytetyissä laskentamenetelmissä hyödynnettiin metsätalouteen pohjautuvia allometrisia malleja, mikä heikentää niiden soveltuvuutta urbaaniin kontekstiin. Referenssiaineiston puute estää tulosten validoinnin, mikä korostaa jatkokehitystarvetta hiilivarastojen tarkempien arvioiden muodostamista varten.

Diplomityön keskeinen kontribuutio on tarjota systemaattinen ja vertailukelpoinen analyysi, joka havainnollistaa hyvin aineistojen tuottamien arvioiden eroja ja auttaa ymmärtämään menetelmien vahvuuksia ja rajoitteita. Tulokset tukevat aiempaa tutkimusta siitä, että parhaat tulokset todennäköisimmin saavutetaan yhdistämällä useita tietolähteitä ja menetelmiä. Samalla työ osoittaa, että kaupunkiympäristöön soveltuvien biomassamallien ja paikkatietopohjaisten analyysien kehittäminen on edelleen ajankohtainen jatkotutkimuksen kohde.

Lähteet

Askari, Y., Soltani, A., Akhavan, R., & Kohyani, P. T. (2017). Assessment of root-shoot ratio biomass and carbon storage of Quercus brantii Lindl. in the central Zagros forests of Iran. *Journal of Forest Science*, *63*(6), s. 282–289. Saatavissa: https://doi.org/10.17221/122/2015-jfs

Baskerville, G. L. (1972). Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Canadian Journal of Forest Research*, *2*(1), s. 49–53. Saatavissa: https://doi.org/10.1139/x72-009

Bindu, G., Rajan, P., Jishnu, E., & Joseph, K. A. (2020). Carbon stock assessment of mangroves using remote sensing and geographic information system. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, *23*(1), s. 1–9. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2018.04.006

Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, *45*(1), s. 5–32. Saatavissa: https://doi.org/10.1023/a:1010933404324

Brown, S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. *FAO Forestry Paper 134*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Bygate, M., & Ahmed, M. (2024). Monitoring Water Quality Indicators over Matagorda Bay, Texas, Using Landsat-8. *Remote Sensing*, *16*(7), artikkeli 1120. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/rs16071120

Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E. H., & Baumgardner, G. A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, *111*(1), s. 1–11. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/s0044200502017

Calders, K., Newnham, G., Burt, A., Murphy, S., Raumonen, P., Herold, M., Culvenor, D., Avitabile, V., Disney, M., Armston, J., & Kaasalainen, M. (2015). Nondestructive estimates of above-ground biomass using terrestrial laser scanning. *Methods in Ecology and Evolution*, *6*(2), s. 198–208. Saatavissa: https://doi.org/10.1111/2041-210x.12301

Calders, K., Adams, J., Armston, J., Bartholomeus, H., Bauwens, S., Bentley, L. P., Chave, J., Danson, F. M., Demol, M., Disney, M., Gaulton, R., Moorthy, S. M. K., Levick, S. R., Saarinen, N., Schaaf, C., Stovall, A., Terryn, L., Wilkes, P., & Verbeeck, H. (2020). Terrestrial laser scanning in forest ecology: Expanding the horizon. *Remote Sensing of Environment*, *251*, artikkeli 112102. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112102

Calders, K., Verbeeck, H., Burt, A., Origo, N., Nightingale, J., Malhi, Y., Wilkes, P., Raumonen, P., Bunce, R. G. H., & Disney, M. (2022). Laser scanning reveals potential underestimation of biomass carbon in temperate forest. *Ecological Solutions and Evidence*, *3*(4), artikkeli 12197. Saatavissa: https://doi.org/10.1002/2688-8319.12197

Cannell, M. G. R. (1982). World forest biomass and production data. *Penicuik, Scotland: Academic Press*. 391 s.

Castedo-Dorado, F., Gómez-García, E., Diéguez-Aranda, U., Barrio-Anta, M., & Crecente-Campo, F. (2012). Aboveground stand-level biomass estimation: a comparison of two methods for major forest species in northwest Spain. *Annals of Forest Science*, *69*(6), s. 735–746. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/s13595-012-0191-6

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrízar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., . . . Vieilledent, G. (2015). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, *20*(10), s. 3177–3190. Saatavissa: https://doi.org/10.1111/gcb.12629

Ciais, P., Gasser, T., Paris, J. D., Caldeira, K., Raupach, M. R., Canadell, J. G., Patwardhan, A., Friedlingstein, P., Piao, S. L., & Gitz, V. (2013). Attributing the increase in atmospheric CO2 to emitters and absorbers. *Nature Climate Change*, *3*(10), s. 926–930. Saatavissa: https://doi.org/10.1038/nclimate1942

Colwell, J.E., (1974). Vegetation canopy reflectance. *Remote sensing of environment*, 3(3), s. 175–183. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/0034-4257(74)90003-0.

Das, B., Bordoloi, R., Deka, S., Paul, A., Pandey, P. K., Singha, L. B., Tripathi, O. P., Mishra, B. P., & Mishra, M. (2021). Above ground biomass carbon assessment using field, satellite data and model based integrated approach to predict the carbon sequestration potential of major land use sector of Arunachal Himalaya, India. *Carbon Management*, *12*(2), s. 201–214. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/17583004.2021.1899753

Das, S., & Singh, T. (2012). Correlation analysis between biomass and spectral vegetation indices of forest ecosystem. *International Journal of Engineering Research And*, *1*(5). [viitattu 10.10.2024]. Saatavissa: https://www.ijert.org/research/correlation-analysis-between-biomass-and-spectral-vegetation-indices-of-forest-ecosystem-IJERTV1IS5369.pdf

Demol, M., Wilkes, P., Raumonen, P., Moorthy, S. K., Calders, K., Gielen, B., & Verbeeck, H. (2022). Volumetric overestimation of small branches in 3D reconstructions of Fraxinus excelsior, *Silva Fennica*, *56*(1), artikkeli 10550. Saatavissa: https://doi.org/10.14214/sf.10550

Dubayah, R. O., & Drake, J. B. (2000). Lidar Remote sensing for forestry. *Journal of Forestry*, *98*(6), s. 44–46. Saatavissa: https://doi.org/10.1093/jof/98.6.44

Eswaran, H., Van Den Berg, E., & Reich, P. (1993). Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, *57*(1), s. 192–194. Saatavissa: https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010034x

FAO (2005). Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management, *FAO Forestry Paper* 147. *Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations*. [viitattu 12.2.2025]. Saatavissa: https://www.fao.org/3/a0400e/a0400e.pdf

Fardani, I., Darmawan, S., Hakim, D. M., Harto, A. B., & Wikantika, K. (2016). INCREASING ACCURACY VALUE IN THE ESTIMATES OF CARBON STOCK BY USING VEGETATION INDEX FROM ALOS AVNIR 2 SATELLITE IMAGERY. *Geoplanning Journal of Geomatics and Planning*, *3*(1), s. 1–14. Saatavissa: https://doi.org/10.14710/geoplanning.3.1.1-14

Fitzgibbon, A., Pilu, M., & Fisher, R. (1999). Direct least square fitting of ellipses. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, *21*(5), s. 476–480. Saatavissa: https://doi.org/10.1109/34.765658

Fonton, N. H., Medjibé, V., Djomo, A., Kondaoulé, J., Rossi, V., Ngomanda, A. & Maïdou, H. (2017). Analyzing accuracy of the power functions for modeling above-ground biomass prediction in Congo Basin tropical forests, *Open Journal of Forestry*, 7(4), s. 388–402. Saatavissa: https://doi.org/10.4236/ojf.2017.74023

Freschet, G. T., Bellingham, P. J., Lyver, P. O., Bonner, K. I., & Wardle, D. A. (2013). Plasticity in above- and belowground resource acquisition traits in response to single and multiple environmental factors in three tree

species. *Ecology and Evolution*, *3*(4), s. 1065–1078. Saatavissa: https://doi.org/10.1002/ece3.520

Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Bakker, D. C. E., Hauck, J., Landschützer, P., Quéré, C. L., Luijkx, I. T., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshackl, C., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Anthoni, P., . . . Zheng, B. (2023). Global Carbon Budget 2023. *Earth System Science Data*, *15*(12), s. 5301–5369. Saatavissa: https://doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023

Gao, L., & Zhang, X. (2021). Above-Ground Biomass Estimation of Plantation with Complex Forest Stand Structure Using Multiple Features from Airborne Laser Scanning Point Cloud Data. *Forests*, *12*(12), artikkeli 1713. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/f12121713

Garzuglia, M. & Saket, M. (2003) Wood volume and woody biomass: review of FRA 2000 estimates. *Forestry Resources Assessment, Working Paper 68*. Rome: FAO. [viitattu 10.10.2024]. Saatavissa: https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/ak584e.

Clerici, N., Rubiano, K., Abd-Elrahman, A., Hoestettler, J. P., & Escobedo, F. (2016). Estimating aboveground biomass and carbon stocks in periurban Andean secondary forests using very high resolution imagery. *Forests*, *7*(7), artikkeli 138. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/f7070138

Goetz, S., & Dubayah, R. (2011). Advances in remote sensing technology and implications for measuring and monitoring forest carbon stocks and change. *Carbon Management*, *2*(3), s. 231–244. Saatavissa: https://doi.org/10.4155/cmt.11.18

Gupta, S., Burman, P. K. D., Tiwari, Y. K., Dumka, U. C., Kumari, N., Srivastava, A., & Raghubanshi, A. S. (2023). Understanding carbon sequestration trends using model and satellite data under different ecosystems in India. *The Science of the Total Environment*, *897*, artikkeli 166381. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166381

Hakkila, P. (1979). Wood density surveys and dry weight tables for pine, spruce and birch stems in Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 96(3), 59 s. [viitattu 10.10.2024]. Saatavissa: https://urn.fi/URN:ISBN:951-40-0470-1.

He, Q., Chen, E., An, R., & Li, Y. (2013). Above-Ground Biomass and biomass components estimation using LiDAR data in a coniferous forest. *Forests*, *4*(4), s. 984–1002. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/f4040984

Helsingin kaupunki, Kaupunkimittauspalvelut (2018). Helsingin aluejaot – kaupunginosat [aineisto]. [ladattu 30.4.2024]. Saatavissa: https://kartta.hel.fi/ws/geoserver/avoindata/wfs

Helsingin kaupunki (2019). Helsingin kaupungin puurekisteri [aineisto]. [ladattu 1.7.2024]. Saatavissa: https://hri.fi/data/fi/dataset/helsingin-kaupungin-puurekisteri

Helsingin kaupunginkanslia (2021). Tilastotietoja Helsingistä 2021. [viitattu 2.10.2024]. Saatavissa: https://www.hel.fi/hel2/tietokeskus/julkaisut/pdf/21_06_09_Tilastotietoja_Helsingist%C3%A4_2021.pdf

Hiernaux, P., Issoufou, H. B., Igel, C., Kariryaa, A., Kourouma, M., Chave, J., Mougin, E., & Savadogo, P. (2023). Allometric equations to estimate the dry mass of Sahel woody plants mapped with very-high resolution satellite imagery. *Forest Ecology and Management*, *529*, artikkeli 120653. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120653

HSY (2020). Selvitys pääkaupunkiseudun hiilinieluista ja -varastoista – loppuraportti. Helsingin seudun ympäristöpalvelut (HSY). [viitattu 1.4.2024]. Saatavissa: https://julkaisu.hsy.fi/pdf/selvitys-paakaupunkiseudun-hiilinieluista-ja--varastoista.pdf

HSY ja alueen kunnat (2020). Pääkaupunkiseudun hiilinieluselvitys [aineisto]. Helsingin seudun ympäristöpalvelut (HSY). [ladattu 6.5.2024]. Saatavissa: https://www.hsy.fi/ymparistotieto/avoindata/avoin-data---sivut/paakaupunkiseudun-hiilinieluselvitys/

Huang, Y., Ciais, P., Santoro, M., Makowski, D., Chave, J., Schepaschenko, D., Abramoff, R. Z., Goll, D. S., Yang, H., Chen, Y., Wei, W., & Piao, S. (2021). A global map of root biomass across the world's forests. *Earth System Science Data*, *13*(9), s. 4263–4274. Saatavissa: https://doi.org/10.5194/essd-13-4263-2021

Huete, A. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, *25*(3), s. 295–309. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-x

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E., Gao, X., & Ferreira, L. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, *83*(1–2), s. 195–213. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00096-2

Hunter, M.O., Keller, M., Victoria, D. & Morton, D.C. (2013). Tree height and tropical forest biomass estimation. *Biogeosciences Discussions*, *10*(7), s. 10491–10529. Saatavissa: https://doi.org/10.5194/bgd-10-10491-2013

Husch, B., Miller, C.I. & Beers, T.W. (1982). Forest Mensuration, 3. painos. New York: John Wiley & Sons. ISBN 9780471044239.

Hyyppä, M. (2023). An information system of forests at the individual tree level. Diplomityö. Aalto-yliopisto, Perustieteiden korkeakoulu. Espoo. [viitattu 30.5.2024]. Saatavissa: https://urn.fi/URN:NBN:fi:aalto-202306184011

Ikhsan, H. Z., Sakya, A. T., Nufus, M., & Pertiwi, Y. a. B. (2021). Estimation of aboveground biomass and carbon stock in a pine-mahogany mixture stands at specific purpose forest area of Gunung Bromo, Karanganyar. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, *637*(1), artikkeli 012021. Saatavissa: https://doi.org/10.1088/1755-1315/637/1/012021

IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. *Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC*. [viitattu 10.10.2024]. Saatavissa: https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf

Issa, S., Dahy, B., Ksiksi, T., & Saleous, N. (2020). A Review of Terrestrial Carbon Assessment Methods Using Geo-Spatial Technologies with Emphasis on Arid Lands. *Remote Sensing*, *12*(12), artikkeli 2008. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/rs12122008

Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S., & Birdsey, R. A. (2003). National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species. *Forest Science*, *49*(1), s. 12–35. Saatavissa: https://doi.org/10.1093/forestscience/49.1.12

Jo, H., & McPherson, G. E. (1995). Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management*, *45*(2), s. 109–133. Saatavissa: https://doi.org/10.1006/jema.1995.0062

Jucker, T., Caspersen, J., Chave, J., Antin, C., Barbier, N., Bongers, F., Dalponte, M., Van Ewijk, K. Y., Forrester, D. I., Haeni, M., Higgins, S. I., Holdaway, R. J., Iida, Y., Lorimer, C., Marshall, P. L., Momo, S., Moncrieff, G. R., Ploton, P., Poorter, L., . . . Coomes, D. A. (2016). Allometric equations for integrating remote sensing imagery into forest monitoring programmes.

Global Change Biology, *23*(1), s. 177–190. Saatavissa: https://doi.org/10.1111/gcb.13388

Kaartinen, H. & Hyyppä, J., (2008). *EuroSDR/ISPRS project, commission II. "Tree extraction". Final Report. European Spatial Data Research. Official Publication No. 53*. 60 s.

Karjalainen, T. (1996). The carbon sequestration potential of unmanaged forest stands in Finland under changing climatic conditions. *Biomass and Bioenergy*, *10*(5–6), s. 313–329. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00123-9

Kaufman, Y., & Tanre, D. (1992). Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *30*(2), s. 261–270. Saatavissa: https://doi.org/10.1109/36.134076

Kaye, J., Groffman, P., Grimm, N., Baker, L., & Pouyat, R. (2006). A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(4), s. 192–199. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.12.006

Keenan, T., & Williams, C. (2018). The terrestrial carbon sink. *Annual Review of Environment and Resources*, *43*(1), s. 219–243. Saatavissa: https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102017-030204

Kellner, J. R., Clark, D. B., & Hubbell, S. P. (2009). Pervasive canopy dynamics produce short-term stability in a tropical rain forest landscape. *Ecology Letters*, *12*(2), s. 155–164. Saatavissa: https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01274.x

Khodakarami, L., Pourmanafi, S., Soffianian, A. R., & Lotfi, A. (2022). Modeling spatial distribution of carbon sequestration, CO2 absorption, and O2 production in an urban area: integrating Ground-Based data, remote sensing technique, and GWR model. *Earth and Space Science*, *9*(7), artikkeli 2387. Saatavissa: https://doi.org/10.1029/2022ea002261

Koala, J., Sawadogo, L., Savadogo, P., Aynekulu, E., Heiskanen, J., & Saïd, M. (2017). Allometric equations for below-ground biomass of four key woody species in West African savanna-woodlands. *Silva Fennica*, *51*(3). Saatavissa: https://doi.org/10.14214/sf.1631

Kraenzel, M., Castillo, A., Moore, T., & Potvin, C. (2003). Carbon storage of harvest-age teak (Tectona grandis) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management*, *173*(1–3), s. 213–225. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/s0378-1127(02)00002-6

Kumar, L., & Mutanga, O. (2017). Remote Sensing of Above-Ground Biomass. *Remote Sensing*, *9*(9), artikkeli 935. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/rs9090935

Kumar, L., Sinha, P., Taylor, S., & Alqurashi, A. F. (2015). Review of the use of remote sensing for biomass estimation to support renewable energy generation. *Journal of Applied Remote Sensing*, *9*(1), artikkeli 097696. Saatavissa: https://doi.org/10.1117/1.jrs.9.097696

Lackner, K. S. (2003). A guide to CO 2 sequestration. *Science*, *300*(5626), s. 1677–1678. Saatavissa: https://doi.org/10.1126/science.1079033

Laasasenaho, J. 1982. Taper curve and volume function for pine, spruces and birch. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae, 108*: s. 1–74.

Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Harding, D. J., Parker, G. G., Acker, S. A., & Gower, S. T. (2002). Lidar remote sensing of above-ground biomass in three biomes. *Global Ecology and Biogeography*, *11*(5), s. 393–399. Saatavissa: https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00303.x

Lehtonen, A., Mäkipää, R., Heikkinen, J., Sievänen, R., & Liski, J. (2004). Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management*, *188*(1–3), s. 211–224. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.008

Li, Z., Zhong, J., Sun, Z., & Yang, W. (2017). Spatial pattern of carbon sequestration and urban sustainability: Analysis of Land-Use and Carbon Emission in Guang'an, China. *Sustainability*, *9*(11), artikkeli 1951. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/su9111951

Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., & Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography Earth and Environment*, *27*(1), s. 88–106. Saatavissa: https://doi.org/10.1191/0309133303pp360ra

Lindén, L., Riikonen, A., Setälä, H., & Yli-Pelkonen, V. (2020). Quantifying carbon stocks in urban parks under cold climate conditions. *Urban Forestry & Urban Greening*, *49*, artikkeli 126633. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126633

Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggers, T., Muukkonen, P., & Mäkipää, R. (2006). Carbon accumulation in Finland's forests 1922–2004 – an estimate obtained by combination of forest inventory data with

modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science*, *63*(7), s. 687–697. Saatavissa: https://doi.org/10.1051/forest:2006049

Litton, C. M., & Kauffman, J. B. (2008). Allometric models for predicting aboveground biomass in two widespread woody plants in Hawaii. *Biotropica*, *40*(3), s. 313–320. Saatavissa: https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00383.x

Liu, C. (2009). From a tree to a stand in Finnish boreal forests: biomass estimation and comparison of methods. *Dissertationes Forestales, 88*. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. Saatavissa: https://doi.org/10.14214/df.88

Liu, C. & Westman, C.J. (2009). Biomass in a Norway spruce–Scots pine forest: a comparison of estimation methods. *Boreal Environment Research, 14*(5), s. 875–888. Saatavissa: https://doi.org/10.60910/61vh-pykp

Lu, D. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, *27*(7), s. 1297–1328. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/01431160500486732

Lu, D., Chen, Q., Wang, G., Liu, L., Li, G., & Moran, E. (2016). A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. *International Journal of Digital Earth*, *9*(1), s. 63–105. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/17538947.2014.990526

Lu, J., Wang, H., Qin, S., Cao, L., Pu, R., Li, G., & Sun, J. (2019). Estimation of aboveground biomass of Robinia pseudoacacia forest in the Yellow River Delta based on UAV and Backpack LiDAR point clouds. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *86*, artikkeli 102014. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.102014

Luonnonvarakeskus (2021). Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2019: biomassa- ja tilavuusaineistot [aineisto]. [ladattu 19.7.2024]. Saatavissa: https://kartta.luke.fi/

Makinde, E. O., Womiloju, A. A., & Ogundeko, M. O. (2017). The geospatial modelling of carbon sequestration in Oluwa Forest, Ondo State, Nigeria. *European Journal of Remote Sensing*, *50*(1), s. 397–413. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1341819

Maanmittauslaitos (2020a). Metsäkanta-aineisto [aineisto]. Saatu käyttöön diplomityötä varten 15.3.2024.

Maanmittauslaitos (2020b). Laserkeilausaineisto 5p [aineisto]. [viitattu 23.8.2024]. Saatavissa: https://www.maanmittauslaitos.fi/kartat-ja-paikkatieto/aineistot-ja-rajapinnat/tuotekuvaukset/laserkeilausaineisto-5-p

Maanmittauslaitos (2020c). Ortokuva [aineisto]. [ladattu 14.9.2024]. Saatavissa: https://www.maanmittauslaitos.fi/kartat-ja-paikkatieto/aineistot-ja-rajapinnat/tuotekuvaukset/ortokuva

Marcial-Pablo, M. de J., Gonzalez-Sanchez, A., Jimenez-Jimenez, S. I., Ontiveros-Capurata, R. E., & Ojeda-Bustamante, W. (2018). Estimation of vegetation fraction using RGB and multispectral images from UAV. *International Journal of Remote Sensing*, *40*(2), s. 420–438. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1528017

McHale, M. R., Burke, I. C., Lefsky, M. A., Peper, P. J., & McPherson, E. G. (2009). Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems*, *12*(1), s. 95–113. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3

Metsäkeskus (2023). Tietotuotekuvaus: Hila-aineisto. Suomen Metsäkeskus. [viitattu 12.2.2025]. Saatavissa: https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/document/tietotuotekuvaus-hila-aineisto.pdf

Mokany, K., Raison, R. J., & Prokushkin, A. S. (2005). Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, *12*(1), s. 84–96. Saatavissa: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x

Montagu, K., Düttmer, K., Barton, C., & Cowie, A. (2005). Developing general allometric relationships for regional estimates of carbon sequestration—an example using Eucalyptus pilularis from seven contrasting sites. *Forest Ecology and Management*, *204*(1), s. 115–129. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.003

Montès, N., Gauquelin, T., Badri, W., Bertaudière, V., & Zaoui, E. H. (2000). A non-destructive method for estimating above-ground forest biomass in threatened woodlands. *Forest Ecology and Management*, *130*(1–3), s. 37–46. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00188-7

Moradi, F., Darvishsefat, A. A., Pourrahmati, M. R., Deljouei, A., & Borz, S. A. (2022). Estimating aboveground biomass in dense Hyrcanian forests by the use of Sentinel-2 data. *Forests*, *13*(1), artikkeli 104. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/f13010104

Muhojoki, J., Hakala, T., Kukko, A., Kaartinen, H., & Hyyppä, J. (2024). Comparing positioning accuracy of mobile laser scanning systems under a forest canopy. *Science of Remote Sensing*, *9*, artikkeli 100121. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.srs.2024.100121

Muukkonen, P., & Mäkipää, R. (2006). Empirical biomass models of understorey vegetation in boreal forests according to stand and site attributes. *Boreal Environment Research, 11*, s. 355–369. [viitattu 1.7.2024]. Saatavissa: https://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2016091423720

Myeong, S., Nowak, D. J., & Duggin, M. J. (2006). A temporal analysis of urban forest carbon storage using remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, *101*(2), s. 277–282. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.12.001

Myneni, R., Hoffman, S., Knyazikhin, Y., Privette, J., Glassy, J., Tian, Y., Wang, Y., Song, X., Zhang, Y., Smith, G., Lotsch, A., Friedl, M., Morisette, J., Votava, P., Nemani, R., & Running, S. (2002). Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, *83*(1–2), s. 214–231. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00074-3

Mäkisara, K., Katila, M., & Peräsaari, J. (2022). *The Multi-Source National Forest Inventory of Finland — methods and results 2017 and 2019*. [viitattu 12.9.2024]. Saatavissa: https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-538-5

Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, *80*(1), s. 88–99. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/s0034-4257(01)00290-5

Næsset, E., & Gobakken, T. (2008). Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, *112*(6), s. 3079–3090. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.004

Nevalainen, O., Honkavaara, E., Tuominen, S., Viljanen, N., Hakala, T., Yu, X., Hyyppä, J., Saari, H., Pölönen, I., Imai, N., & Tommaselli, A. (2017). Individual Tree Detection and Classification with UAV-Based Photogrammetric Point Clouds and Hyperspectral Imaging. *Remote Sensing*, *9*(3), artikkeli 185. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/rs9030185

Nowak, D. J., 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project*, s. 83–94.

Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, *116*(3), s. 381–389. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00214-7

Nurda, N., Noguchi, R., & Ahamed, T. (2020). Forest productivity and carbon stock analysis from vegetation phenological indices using satellite remote sensing in Indonesia. *Asia-Pacific Journal of Regional Science*, *4*(3), s. 657–690. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/s41685-020-00163-7

Nyyssönen, A., & Mielikäinen, K. (1978). Metsikön kasvun arviointi. *Acta Forestalia Fennica*, *0*(163). Saatavissa: https://doi.org/10.14214/aff.7597

Pati, P. K., Kaushik, P., Khan, M., & Khare, P. (2022). Allometric equations for biomass and carbon stock estimation of small diameter woody species from tropical dry deciduous forests: Support to REDD+. *Trees Forests and People, 9*, artikkeli 100289. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100289

Peper, P., McPherson, E.G. and Mori, S. (2001). Equations for predicting diameter, height, crown width, and leaf area of San Joaquin Valley Street trees. *Arboriculture & Urban Forestry*, *27*(6), s. 306–317. Saatavissa: https://doi.org/10.48044/jauf.2001.034

Phillips, O. L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W. F., NúÑEz, P. V., VáSquez, R. M., Laurance, S. G., Ferreira, L. V., Stern, M., Brown, S., & Grace, J. (1998). Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. *Science*, *282*(5388), s. 439–442. Saatavissa: https://doi.org/10.1126/science.282.5388.439

Picard, N., Saint-André, L. & Henry, M. (2012). Manual for building tree volume and biomass allometric equations: From field measurement to prediction. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). [viitattu 12.5.2025]. Saatavissa: https://www.fao.org/docrep/018/i3058e/i3058e.pdf

Potter, C., Gross, P., Klooster, S., Fladeland, M., & Genovese, V. (2008). Storage of carbon in U.S. forests predicted from satellite data, ecosystem modeling, and inventory summaries. *Climatic Change*, *90*(3), s. 269–282. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/s10584-008-9462-5

Qi, Y., Wei, W., Chen, C., & Chen, L. (2019). Plant root-shoot biomass allocation over diverse biomes: A global synthesis. *Global Ecology and Conservation*, *18*, 606. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00606

Qian, C., Yao, C., Ma, H., Xu, J., & Wang, J. (2023). Tree species classification using airborne LIDAR data based on individual tree segmentation and shape fitting. *Remote Sensing*, *15*(2), artikkeli 406. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/rs15020406

Qiu, L., Zhu, J., Wang, K., & Hu, W. (2015). Land Use Changes Induced County-Scale Carbon Consequences in Southeast China 1979–2020, Evidence from Fuyang, Zhejiang Province. *Sustainability*, *8*(1), artikkeli 38. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/su8010038

Qureshi, A.; Badola, R.; Hussain, S.A. (2012). A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. Environ. Sci. Policy 2012, 16, s. 81–89. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.11.001.

Raciti, S. M., Hutyra, L. R., & Newell, J. D. (2014). Mapping carbon storage in urban trees with multi-source remote sensing data: Relationships between biomass, land use, and demographics in Boston neighborhoods. *The Science of the Total Environment*, *500–501*, s. 72–83. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.070

Raumonen, P., Kaasalainen, M., Åkerblom, M., Kaasalainen, S., Kaartinen, H., Vastaranta, M., Holopainen, M., Disney, M., & Lewis, P. (2013). Fast Automatic Precision Tree Models from Terrestrial Laser Scanner Data. *Remote Sensing*, *5*(2), s. 491–520. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/rs5020491

Ren, Y., Wei, X., Wei, X., Pan, J., Xie, P., Song, X., Peng, D., & Zhao, J. (2011). Relationship between vegetation carbon storage and urbanization: A case study of Xiamen, China. *Forest Ecology and Management*, *261*(7), s. 1214–1223. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.038

Repola, J. (2008). Biomass equations for birch in Finland. *Silva Fennica*, *42*(4), artikkeli 236. Saatavissa: https://doi.org/10.14214/sf.236

Repola, J. (2009). Biomass equations for Scots pine and Norway spruce in Finland. *Silva Fennica*, *43*(4), artikkeli 184. Saatavissa: https://doi.org/10.14214/sf.184

Repola, J., Ojansuu, R., & Kukkola, M. (2007). Biomass functions for Scots pine, Norway spruce and birch in Finland. [viitattu 12.9.2024]. Saatavissa: https://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2046-9

Richards, K. R., & Stokes, C. (2004). A review of Forest Carbon Sequestration Cost Studies: A dozen years of research. *Climatic Change*, *63*(1/2), s. 1–48. Saatavissa: https://doi.org/10.1023/b:clim.0000018503.10080.89

Richardson, A. J. & Wiegand, C. L. (1977). Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43(12), s. 1541–1552. [viitattu 12.2.2025]. Saatavissa: https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1977journal/dec/1977_dec_1541-1552.pdf.

Riikonen, A., Pumpanen, J., Mäki, M., & Nikinmaa, E. (2017). High carbon losses from established growing sites delay the carbon sequestration benefits of street tree plantings – A case study in Helsinki, Finland. *Urban Forestry & Urban Greening*, *26*, s. 85–94. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.04.004

Rizvi, R., Newaj, R., Jain, A. K., Chaturvedi, O., Prasad, R., Alam, B., Handa, A., Sangram, C., Maurya, A., Karmakar, P., Saxena, A., & Gupta, G. (2016). Challenges in agroforestry mapping for carbon sequestration through remote sensing and CO2 Fix model in Guna district. *Indian Journal of Agroforestry*, *18*(1), s. 58–62. [viitattu 12.9.2024]. Saatavissa: http://www.indianjournals.com/ijor.aspx?target=ijor:ijaf&volume=18&issue=1&article=010

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1973). Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with Erts. *NASA Special Publication*, *351*, s. 309. [viitattu 10.10.2024]. Saatavissa: http://ui.adsabs.harvard.edu/abs/1974NASSP.351..309R/abstract

Saarela, S., Holm, S., Healey, S. P., Patterson, P. L., Yang, Z., Andersen, H., Dubayah, R. O., Qi, W., Duncanson, L. I., Armston, J. D., Gobakken, T., Næsset, E., Ekström, M., & Ståhl, G. (2022). Comparing frameworks for biomass prediction for the Global Ecosystem Dynamics Investigation. *Remote Sensing of Environment*, *278*, artikkeli 113074. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113074

Saint-André, L., M'Bou, A. T., Mabiala, A., Mouvondy, W., Jourdan, C., Roupsard, O., Deleporte, P., Hamel, O., & Nouvellon, Y. (2005). Age-related equations for above- and below-ground biomass of a Eucalyptus hybrid in

Congo. *Forest Ecology and Management*, *205*(1–3), s. 199–214. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.006

Sánchez-Azofeifa, G. A., Castro-Esau, K. L., Kurz, W. A., & Joyce, A. (2009). Monitoring carbon stocks in the tropics and the remote sensing operational limitations: from local to regional projects. *Ecological Applications*, *19*(2), s. 480–494. Saatavissa: https://doi.org/10.1890/08-1149.1

Sanquetta, C.R., Péllico Netto, S., Dalla Corte, A.P., Rodrigues, A.L., Behlin, A. & Sanquetta, M.N.I. (2015). Quantifying biomass and carbon stocks in oil palm (Elaeis guineensis Jacq.) in Northeastern Brazil. *African Journal of Agricultural Research, 10*(43), s. 4067–4075. Saatavissa: https://doi.org/10.5897/AJAR2015.9582

Satoo, T. & Madgwick, H.A.I. (1982). Forest biomass. *Forestry Sciences, 6*. The Hague: Martinus Nijhoff / Dr W. Junk Publishers. 152 s. ISBN 90-247-2710-3.

Saugier, B., Roy, J., & Mooney, H. A. (2001). Estimations of global terrestrial productivity. *Physiological Ecology, Terrestrial global productivity*, s. 543–557. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/b978-012505290-0/50024-7

Schick, M., Griffin, R., Cherrington, E., & Sever, T. (2023). Utilizing LiDAR to quantify aboveground tree biomass within an urban university. *Urban Forestry & Urban Greening*, *89*, artikkeli 128098. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128098

Schroeder, P., Brown, S., Mo, J., Birdsey, R., & Cieszewski, C. (1997). Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *Forest Science*, *43*(3), s. 424–434. Saatavissa: https://doi.org/10.1093/forestscience/43.3.424

Soimakallio, S., Lipsanen, A., (2021). Keskeiset käsitteet (Ilmastotyö – Metsät). Canemure -hanke. Suomen Ympäristökeskus. [viitattu 12.9.2024]. Saatavissa: https://www.hiilineutraalisuomi.fi/fi-FI/Ilmastotyo/Metsat/Keskeiset_kasitteet(60013)

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., De Vries, W., De Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, *347*(6223), artikkeli 736. Saatavissa: https://doi.org/10.1126/science.1259855

Sun, W., & Liu, X. (2019). Review on carbon storage estimation of forest ecosystem and applications in China. *Forest Ecosystems*, *7*(1), artikkeli 4. Saatavissa: https://doi.org/10.1186/s40663-019-0210-2

Tanhuanpää, T., Kankare, V., Setälä, H., Yli-Pelkonen, V., Vastaranta, M., Niemi, M. T., Raisio, J., & Holopainen, M. (2017). Assessing above-ground biomass of open-grown urban trees: A comparison between existing models and a volume-based approach. *Urban Forestry & Urban Greening*, *21*, s. 239–246. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.12.011

Thenkabail, P. S., Stucky, N., Griscom, B. W., Ashton, M. S., Diels, J., Van Der Meer, B., & Enclona, E. (2004). Biomass estimations and carbon stock calculations in the oil palm plantations of African derived savannas using IKONOS data. *International Journal of Remote Sensing*, *25*(23), s. 5447–5472. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/01431160412331291279

Timilsina, N., Staudhammer, C. L., Escobedo, F. J., & Lawrence, A. (2014). Tree biomass, wood waste yield, and carbon storage changes in an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, *127*, s. 18–27. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.003

Tomppo, E. (2006). The Finnish National Forest Inventory. *Managing Forest Ecosystems, 10*, s. 179–194. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/1-4020-4381-3_11

Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M., & McRoberts, R. E. (2010). National Forest Inventories, 1. painos. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/978-90-481-3233-1

Vashum, K.T. & Jayakumar, S. (2012). Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in natural forests – a review. *Journal of Ecosystem & Ecography*, *2*, artikkeli 116. Saatavissa: https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000116

Velasco, E., Roth, M., Norford, L., & Molina, L. T. (2016). Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and Urban Planning*, *148*, s. 99–107. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.003

Vicharnakorn, P., Shrestha, R., Nagai, M., Salam, A., & Kiratiprayoon, S. (2014). Carbon stock assessment using remote sensing and forest inventory data in Savannakhet, Lao PDR. *Remote Sensing*, *6*(6), s. 5452–5479. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/rs6065452

Wang, X., Fang, J., & Zhu, B. (2008). Forest biomass and root–shoot allocation in northeast China. *Forest Ecology and Management*, *255*(12), s. 4007–4020. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.055

Windrim, L. and Bryson, M. (2019). Forest Tree Detection and Segmentation using High Resolution Airborne LiDAR. *2021 IEEE/RSJ International Conference on Intelligent Robots and Systems (IROS)*, s. 3898–3904. Saatavissa: https://doi.org/10.1109/iros40897.2019.8967885

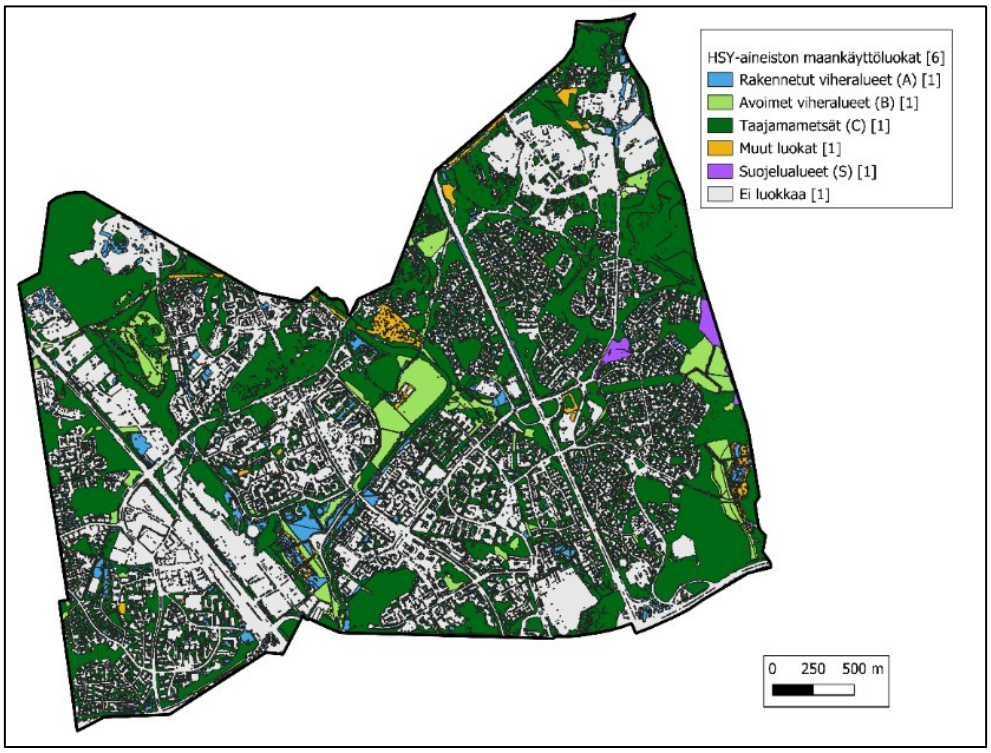
Xu, W., Pang, Y., & Ye, M. (2021). Vegetation distribution and regional carbon sequestration in China: based on spatial panel data analysis. *Arabian Journal of Geosciences*, *14*(18), artikkeli 1906. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/s12517-021-07882-x

Yu, X., Hyyppä, J., Vastaranta, M., Holopainen, M., & Viitala, R. (2011). Predicting individual tree attributes from airborne laser point clouds based on the random forests technique. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *66*(1), s. 28–37. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2010.08.003

Yuen, J. Q., Fung, T., & Ziegler, A. D. (2015). Review of allometric equations for major land covers in SE Asia: Uncertainty and implications for above- and below-ground carbon estimates. *Forest Ecology and Management*, *360*, s. 323–340. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.016

Zhao, S. Q., Liu, S., Li, Z., & Sohl, T. L. (2010). A spatial resolution threshold of land cover in estimating terrestrial carbon sequestration in four counties in Georgia and Alabama, USA. *Biogeosciences*, *7*(1), s. 71–80. Saatavissa: https://doi.org/10.5194/bg-7-71-2010

Zhao, Y. & Hu, Q. (2017). Carbon sequestration estimation of street trees based on point cloud from vehicle-borne laser scanning system. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLII-2/W7, s. 313–319. Saatavissa: https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-2-W7-313-2017

Ågren, G. I., & Franklin, O. (2003). Root : shoot ratios, optimization and nitrogen productivity. *Annals of Botany*, *92*(6), s. 795–800. Saatavissa: https://doi.org/10.1093/aob/mcg203

Liite 1: HSY-aineiston maankäyttöluokat (HSY, 2020)