

Pro gradu -tutkielma

**Haavankäävän (*Phellinus tremulae*) esiintyminen ja
vaikutus tikkojen pesäpuunvalintaan talous- ja
luonnonmetsissä**

Petteri Horppila



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

26.04.2023

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologian ja evoluutiobiologian maisteriohjelma

Horppila, P.:

Haavankäävän (*Phellinus tremulae*)
esiintyminen ja vaikutus tikkojen
pesäpuunvalintaan talous- ja
luonnonmetsissä

Pro gradu -tutkielma:

30 s., 2 liitettä (6 s.)

Työn ohjaajat:

FT Panu Halme, MMT Atte Komonen

Tarkastajat:

Yliopistonlehtori Anssi Vähätalo &
apulaisprofessori Suvi Ruuskanen

Huhtikuu 2023

Hakusanat: Biodiversiteetti, kolopesijät, käävät, lahopuu, säästöpuut, valkolaho

Aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu, että tikkojen pesintään haavassa saattaisi vaikuttaa positiivisesti rungolla kasvavien kääpien itiöemien määrä. Tässä tutkimuksessa tutkin vaikuttaako haavan rungolla kasvavan valkolahottajana toimivan haavankäävän (*Phellinus tremulae*) esiintyminen ja itiöemien määrä tikkojen pesäpuun valintaan Keski-Suomessa. Tutkin erityisesti säästöpuiden merkitystä haavankäävän ja tikkojen kannalta ja vertailin haavankäävän itiöemien esiintymistä ja määrää runkokohtaisesti luonnon- ja talousmetsien välillä. Keräsin tutkimuksessa aineiston tikan pesäkolojen ja haavankäävän määrästä sekä haapojen (n=789) ominaisuuksista 20:ltä tutkimuskohdeparilta. Ensimmäisenä hypoteesinani oli, että haavankäävän esiintyminen haavalla ja suurempi haavan läpimitta lisäävät tikkojen pesäkolojen esiintymistä haavassa. Toisena hypoteesinani oli, että haavankäävän itiöemien määrä haavalla runkokohtaisesti on suurempi luonnonmetsissä verrattuna talousmetsiin. Haavankäävän esiintyminen lisäsi pesäkolojen esiintymistä etenkin luonnonmetsissä. Haavan läpimitta ei vaikuttanut pesäkolojen esiintymiseen. Haavankäävän esiintyminen ja itiöemien määrä olivat suurempia luonnonmetsissä kuin talousmetsissä. Tulokset viittaavat siihen, että etenkin luonnonmetsissä tikat tekevät pesäkolon useammin haapaan, jossa esiintyy haavankääpää. Haavankääpä ei ole todennäköisesti sopeutunut talousmetsien olosuhteisiin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Master's Degree Programme in Ecology and Evolutionary Biology

Horppila P.: The occurrence of *Phellinus tremulae* and its effects on woodpecker nest-site selection in managed and natural forests

MSc thesis: 30 p., 2 appendices (6 p.)

Supervisors: PhD Panu Halme, DrSci Atte Komonen

Examiners: University lecturer Anssi Vähätalo & associate professor Suvi Ruuskanen

April 2023

Key words: Biodiversity, cavity nesting, polypores, retention trees, rotten wood, white rot

Earlier studies have shown that the number of polypore fruiting bodies growing on trees could be related to the nest-site selection of woodpeckers. The purpose of this study was to find out if woodpeckers choose their nesting trees based on the occurrence and the number of polypore (*Phellinus tremulae*) fruiting bodies growing on aspens in the Central Finland. I was also interested in effects of retention trees on *Phellinus tremulae* and woodpeckers and therefore I compared the occurrence and number of fruiting bodies per trunk between natural and managed forest areas. I collected a dataset consisting of number of woodpecker nesting holes and *Phellinus tremulae* fruiting bodies as well as aspen (n=789) properties from 20 different research area pairs. My first hypothesis was that larger aspen diameter and polypore occurrence increases the occurrence of nesting holes. My second hypothesis was that number of *Phellinus tremulae* fruiting bodies per trunk is higher in natural forests compared to managed forests. *Phellinus tremulae* occurrence increased nesting holes occurrence on aspens especially in natural forests. Aspen diameter did not have any effect on nesting holes occurrence. The number of fruiting bodies per trunk and polypore occurrence was higher in natural forests than in managed forests. According to the results, woodpeckers prefer to make nesting holes in aspens where *Phellinus tremulae* is present especially in natural forests. *Phellinus tremulae* is probably not adapted to the managed forest conditions.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	1
1.1 Haavan merkitys metsissä	1
1.2 Haavankääpä ja valkolaho	2
1.3 Säästöpuiden merkitys.....	3
1.4 Tikkojen pesäpuun valinta	4
1.5 Elinympäristöjen pirstoutumisen vaikutus tikkoihin	6
1.6 Haavan merkitys tikkojen pesäpuun valinnassa	7
1.7 Tutkimuksen tarkoitus ja hypoteesit.....	7
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	8
2.1 Luonnonmetsä- ja talousmetsäkohteiden valinta	8
2.2 Maastoinventointi	9
2.3 Tilastollinen aineiston käsittely	11
2.4 Mallien valinta analyyseihin	12
3 TULOKSET	13
3.1 Haavankäävän ja tikkojen pesäkolojen esiintyminen ja määrä	13
3.2 Tilastollisten mallien tulokset	15
4 TULOSTEN TARKASTELU	18
4.1 Haavankäävän vaikutus tikkojen pesäpuun valintaan.....	18
4.2 Haavankäävän sopeutuminen talousmetsiin	19
4.3 Säästöpuuhaavat ja tikkojen pesintä	21
4.3 Tutkimuksen ongelmakohdat ja niiden vaikutukset tuloksiin	22
5 PÄÄTELMÄT	23
KIITOKSET	24
KIRJALLISUUS	24
LIITE 1 Luonnonmetsäalueiden tiedot ja kartta tutkimuskohteiden sijainneista ...	31
LIITE 2 Toiseen analyyysiin valittavana olleet mallit ja niiden AIC-arvot	33
LIITE 3 Lineaaristen mallien tulokset	34

1 JOHDANTO

1.1 Haavan merkitys metsissä

Avainlajit ovat lajeja, joista monet muut lajit ovat riippuvaisia. Avainlajit voivat tuottaa muiden lajien tarvitsemia resursseja tai tukea niitä muilla tavoilla (Daily ym. 1993, Rogers ym. 2020). Haapa on metsissä avainlaji, koska sen tuottama lahopuu toimii kasvualustana ja elinympäristönä monille eliöryhmille, kuten kovakuoriaisille, kääville, epifyytisille jäkälille ja selkärankaisille. Edellisten ryhmien joukkoon mahtuu lukuisa määrä uhanalaisia lajeja. Erityisesti suurien sekä lahoavien haapojen suojelu on tärkeää, koska niiden määrä on vähentynyt metsäympäristössä (Andersson & Hytteborn 1991, Kouki ym. 2004, Vehmas ym. 2008, Rogers ym. 2020). Haapa on pioneerilaji, joka on runsaimmillaan varhaisessa vaiheessa metsän suknessiota. Haapaa esiintyy myös vanhoissa metsissä ja se voi elää niissä keskimäärin 100–200 vuotta (Latva-Karjanmaa ym. 2007, Kivinen ym. 2020).

Haapa lisääntyy suvullisesti siemenistä usein häiriön, kuten metsäpalon tai hakkuun jälkeen, mutta se voi lisääntyä myös suvuttomasti juurivesojen avulla (Latva-Karjanmaa ym. 2007). *Populus* suvusta on olemassa useita lajeja. *P. tremuloides* on Pohjois-Amerikassa yleinen laji, joka esiintyy metsissä toisinaan valtapuuna. *Populus tremula* on Pohjois-Euroopan ainoa, laajalle levinnyt haapalaji, joka esiintyy usein yksittäin tai pienissä ryhmissä metsissä (Worrell 1995, Junninen ym. 2007, Rogers ym. 2020). Haavan lehdissä talvehtiva männynversoruoste (*Melampsora pinitorqua*) on männyn sienitauti, joka tappaa ja vioittaa männyn taimia (Mattila 2005, Kivinen ym. 2020). Eurooppalaista haapaa on torjuttu 1900-luvun keskivaiheilla männynversoruosteen takia ja havumetsän kasvattamisen tehostamiseksi, joka on vähentänyt haavan määrää (Worrell 1995, Axelsson ym.

2002, Junninen ym. 2007, Latva-Karjanmaa ym. 2007, Kivinen ym. 2020, Rogers ym. 2020). Suomessa haapaa hyödynnettiin tulitikkuteollisuuden raaka-aineena 1960-luvulla. 1970-luvulla haavan ekonominen arvo laski ja haapaa alettiin hävittämään haitallisena muiden puulajien kasvun edistämiseksi, joka jatkui 1980-luvulle asti. Hävittämisen seurauksena Suomen talousmetsistä katosi valtaosa suurista haavoista (Latva-Karjanmaa ym. 2007). Tieto haavan määrästä ja levinneisyydestä ympäristössä on tärkeää metsänkäytön suunnittelun sekä haavan ja sen yhteydessä elävien lajien suojelun kannalta. Haavan tutkiminen on haasteellista tavallisilla inventointimenetelmillä sen laikuittaisen esiintymisen takia, joten erilaisten kaukokartoitusmenetelmien kehittyminen on tulevaisuudessa hyödyllistä hankittaessa tietoa eurooppalaisesta haavasta (Kivinen ym. 2020).

1.2 Haavankääpä ja valkolaho

Lahottajasienet ja muut mikrobit hajottavat ligniiniä, joka on puun vaikeimmin hajoava rakenneosaa. Lahottajasienet pystyvät hajottamaan ligniinin sienirihmaston avulla tehokkaammin kuin muut mikrobit, joten lahottajasienet toimivat tärkeässä roolissa metsien ekosysteemeissä (Bugg ym. 2011, Brown & Chang 2014, Salvachúa ym. 2015, Johnston ym. 2016, Li ym. 2022). Mikrobin ligniinin hajotuskykyä ei olla vielä ehditty tutkia paljoa (Bugg ym. 2011, Brown & Chang 2014, Salvachúa ym. 2015, Johnston ym. 2016). Lahottajasienten aiheuttamia lahotyyppejä ovat valko-, rusko- ja pehmeä laho (Li ym. 2022). Haavankääpä (*Phellinus tremulae*) on yleisin haavassa esiintyvä kääpälaaji, joka aiheuttaa haavalle valkolahoa ja esiintyy etenkin vanhemmilla haavoilla (Niemelä & Kotiranta 1982, Junninen 2012, Niemelä 2016).

Haavankääpä on yleensä ulkoneva (pileaattinen), monivuotinen, elävällä haavalla kasvava kääpä, jonka itiöemät kasvavat oksien arpikohtiin, mutta haavankääpä voi myös esiintyä pinnanmyötäisenä (resupinaattisena) kaatuneissa haavoissa (Niemelä & Kotiranta 1982, Niemelä 2016). Muita elävällä haavalla esiintyviä kääpälajeja ovat harvinaisemmat haavannarinakääpä (*Phellinus populicola*) ja ketunkääpä (*Inonotus rheades*), jotka ovat myös valkolahottajia (Junninen 2012,

Niemelä 2016). Ketunkääpä esiintyy kuitenkin elävällä haavalla harvoin ja lahottaa pelkästään haavan kuolleita osia (Niemelä 2016). Haavankääpää esiintyy sekä eurooppalaisessa että amerikkalaisessa haavassa molemmissa (Wikström 1976, Hart & Hart 2001).

Haavankäävän aiheuttama valkolaho muokkaa haapoja sopivammaksi habitaateiksi kolopesijöille ja muille eliöille sekä lisää metsien biodiversiteettiä (Hebertson 2010). Valkolaho on tehokkain lahotyypeistä. Se hajottaa selluloosaa ja hemiselluloosaa ja voi hajottaa vaikeasti hajoavan ligniinin kokonaan takaisin hiilidioksidiksi (Li ym. 2022). Valkolaho tekee haavan alttiimmaksi tuuli- ja lumituhoille (Tatarintsev & Mikhaylov 2022). Valkolahon lahottamat haavat menevät yleensä poikki rungon kohdalta, josta jää ympäristöön kuolleita pystypuita ja pienempiä lahoavan aineksen kappaleita. Edellisellä tavalla lahonneissa haavoissa on monimuotoisempi kääväkäs- ja jäkälälajisto kuin muilla tavoilla lahonneissa (Runnel ym. 2013). Haavankääpä ja muut lahottajasienet lahottavat puun rakenneosia pienemmiksi metsissä, edistäen samalla ravinteiden kiertoa, maa-aineksen muodostumista ja hiilitasapainoa (Li ym. 2022). Haavankääpä pystyy menestymään myös avohakatuilla alueilla, jonne on jätetty haapaa säästöpuiksi (Junninen ym. 2007).

1.3 Säästöpuiden merkitys

Säästöpuut ovat metsien biodiversiteettiä lisääviä puita, joita jätetään metsiin hakkuiden yhteydessä. Säästöpuiden ja lahopuun jättämisellä metsiin pyritään jäljittelemään sukkession jälkeisen nuoren metsän olosuhteita (Heikkala ym. 2014). Säästöpuita alettiin jättämään metsiin Suomessa 1990-luvun puolivälissä (Hardenbol ym. 2020, Gustafsson 2010). Säästöpuut lisäävät elinympäristöjen heterogeenisyyttä, lahoavan aineksen määrää ja ylläpitävät lahopuuta tarvitsevien lajien elinolosuhteita (Lachance & Pothier 2013, Heikkala ym. 2014). Toisaalta säästöpuiden kuolleisuus on yleensä suurta ja niiden tarjoamat elinympäristöt saattavat olla eliöille arvoltaan vähäisiä (Rosensvald ym. 2019).

Läpimitaltaan suuremmat säästöpuut lahoavat hitaammin kuin pienemmät, joten ne ovat kauemmin saatavilla niitä tarvitseville eliöille (Runnel ym. 2013). Suurempien säästöpuiden kuolleisuus on pienempää etenkin lehtipuilla. Toisaalta eri kokoisten ja ikäisten säästöpuiden jättäminen takaa pidemmän jatkumon lahopuun muodostumiselle. Lisäksi osa lajeista tarvitsee selvitäkseen eläviä puita, kun taas toiset tarvitsevat kuolleita (Hämäläinen ym. 2016). Säästöpuiden kuolleisuus on pienempi, jos ne jätetään ryhmiin verrattuna siihen, että ne jätetään hakkuualueille yksittäin. Edellinen johtuu todennäköisesti siitä, että säästöpuuryhmät ovat vähemmän alttiita tuulelle ja muille sääolosuhteille (Urgenson ym. 2013, Hämäläinen ym. 2016).

Säästöpuiden jättäminen hakkuuaukkojen laiduille vähentää säästöpuiden kuolleisuutta erityisesti aukoilla, joiden pinta-ala on suuri (Rosenvald ym. 2008, Söderström 2009). Eri puulajeja ja eri kokoisia säästöpuuryhmiä olisi hyvä jättää metsiin monimuotoisuuden turvaamiseksi (Rosenvald & Lohmus 2008, Runnel ym. 2013). Vanhojen metsien lintulajien määrä on suurempi metsissä, joihin on jätetty enemmän säästöpuuta, joista etenkin kuolleet puut sekä lehtipuut lisäsivät lajimääriä eniten (Söderström 2009). Säästöpuiksi jätetyillä haavoilla on suuri merkitys metsissä, koska ne lisäävät esimerkiksi kääväkkäiden (Junninen ym. 2007, Runnel ym. 2013), jäkälien (Lohmus ym. 2006), sammalten (Oldén ym. 2014), kotiloiden (Šavrak ym. 2019), kovakuoriaisten (Kolström & Lumatjärvi 2000) ja lintujen sekä piennisäkkäiden (Grinde ym. 2020) lajimääriä.

1.4 Tikkojen pesäpuun valinta

Linnut pyrkivät valitsemaan pesimäpaikkansa siten, että niiden lisääntymismenestys on maksimissaan ja selviytymiseen vaadittavat kustannukset ovat minimissään (Valkama ym. 1995, Tao ym. 2008). Linnut tarvitsevat sopivia ruokailu- ja pesimäpaikkoja sekä turvaa pedoilta. Lajien välinen ja lajin sisäinen kilpailu vaikuttaa lintujen tarvitsemien resurssien saatavuuteen (Stauffer & Best 1982, Cody 1985).

Tikoilla on tärkeä ekologinen rooli metsäisissä elinympäristöissä. Tikat pystyvät muokkaamaan puuainesta tehokkaasti ja samalla ne muovaavat elinympäristöä sopivammaksi toisille lajeille. Tikkalajien määrä korreloi muiden lintulajien määrän kanssa, joten tikkalajien määrää voidaan käyttää indikaattorina muun linnuston monimuotoisuudelle (Virkkala 2006, Drever & Martin 2010). Tikat tekevät pesäkolonsa usein lahoavaan puuhun sen pehmeämmän rakenteen takia säästääkseen energiaa lisääntymiseen ja muihin aktiviteetteihin (Schepps ym. 1999, Matsuoka 2008, Matsuoka 2010, Lorenz 2014). Esimerkiksi käpytikan (*Dendrocopos major*) on havaittu tekevän testikoloja puihin varmistaakseen materiaalin sopivuuden muokattavaksi (Matsuoka 2010).

Joskus tikkalajit saattavat käyttää entisiä pesäkoloja uudestaan pesimiseen säästääkseen resursseja tai, jos sopivia pesäpuita ei ole tarpeeksi saatavilla (Kosiński & Walczak 2018, Pakkala ym. 2020). Pesäpuun aineksen tiheys on tärkein tekijä, kun mitataan puun muokattavuutta (Matsuoka 2000, Matsuoka 2008, Matsuoka 2010, Lorenz 2014). Matsuoka kehitti pesäpuun aineksen tiheyden mittaamiselle menetelmän, jossa puuhun poratusta reiästä otetaan vääntömomenttilukema käyttämällä apuna momenttiavainta ja kasvukairaa. (Matsuoka 2000). Menetelmä on tehokas puun aineksen tiheyden mittaamiseen ja se ei vahingoita mitattavaa puuta. Menetelmää on käytetty pesäpuiden aineksen tiheyden mittaamiseen myös myöhemmissä tutkimuksissa (Matsuoka 2008, Matsuoka 2010, Lorenz 2014).

Tikkojen pesäpuun valintaan vaikuttavia tekijöitä ovat puun ulkoiset lahoamiseen liittyvät indikaattorit, kuten entiset pesäkolot ja muut rungon ja oksien kolot (Hågvar ym. 1990, Kosiński & Winiecki 2004) sekä kääpien itiöemien määrä rungolla (Harestad & Keisker 1989, Hart & Hart 2001, Kosiński & Winiecki 2004, Cooke 2009). Edellä mainitut indikaattorit todentavat yleensä suurempaa lahoamista puun sisällä ja kertovat puun muokattavuudesta. Ulkoisten indikaattorien käyttäminen puun muokattavuuden mittaamiseen on toisaalta ongelmallista, koska indikaattorit eivät välttämättä ilmennä puun aineksen tiheyttä (Aakala 2010, Lorenz 2014). Kääpien käyttäminen indikaattorina on ongelmallista,

koska puussa saattaa esiintyä käävän sienirihmasto, vaikka puulla ei esiintyisi käävän itiöemiä (Conner ym. 1976, Lorenz 2014). Muita tikkojen pesimiseen vaikuttavia tekijöitä ovat puun korkeus, ympärysmitta, puulaji ja onko puu elossa vai ei (Hågvær 1990, Kosiński & Winiecki 2004, Cooke 2009).

Pesäpuun optimaalinen valinta voi parantaa tikkojen lisääntymismenestystä (Matsuoka 2008). Pesäpuun lähiympäristöllä voi olla myös merkitystä pesäpuun valintaan. Pesäpuuta ympäröivä tiheämpi puusto suojaa tikkaa ja sen pesää pedoilta todennäköisemmin kuin suojaton pesimäpaikka (Fisher & Wiebe 2005). Tikat hylkäävät tyypillisesti pesäkolonsa pesimäkauden jälkeen, jolloin sekundaariset kolopesijät voivat hyödyntää niitä. Pesäkolot eivät siis ole tärkeitä pelkästään tikoille itselleen, vaan myös sekundaarisille kolopesijöille (Virkkala 2006, Matsuoka 2008, Lorenz 2014). Kilpailu pesimäpaikoista voi olla kovaa tikoilla lajin sisäisesti tai lajien välillä, koska pesimiseen sopivien puiden määrä on vähentynyt metsätalouden myötä (Cody 1985, Andersson & Hytteborn 1991, Cooke 2009).

1.5 Elinympäristöjen pirstoutumisen vaikutus tikkoihin

Metsäisten elinympäristöjen pirstoutuminen on haitaksi tikoille, koska niiden reviirit ovat monen neliökilometrin laajuisia ja ne tarvitsevat usein pesimiseen sekä ravinnon hankintaan lahoppuuta. Pirstoutuminen saattaa rikkoa elinympäristöjä pienemmiksi palasiksi, jolloin tikoille soveltuvan elinympäristön suuruus jää alhaiseksi (Kouki ym. 2001, Koskimies 2005). Tikoille soveltuvien elinympäristöjen väheneminen on haitallisinta tikoille, joiden populaatiot ovat pieniä ja eristyneitä verrattuna tikkoihin, joiden populaatiot ovat suuria ja yksilöt ovat tiheämmässä (Conner & Rudolph 1991). Käpytikan lisääntymismenestys on alhaisempi pienemmällä metsälaikuilla, joilla sen elinympäristö on usein pirstoutuneempi verrattuna suurempiin metsäalueisiin (Mazgajski & Rejt 2006). Käpytikan reviirit voivat mennä myös päällekkäin lajinsisäisesti, joka lisää kilpailua resursseista, kuten ravinnosta (Tomasevic & Marluff 2018).

1.6 Haavan merkitys tikkojen pesäpuun valinnassa

Kaikki puulajit eivät sovellu pesäpuiksi eri tikkalajeille riippuen puun aineksen rakenteesta, rungon läpimitasta sekä tikkalajin kyvystä tehdä pesäkolo (Schepps ym. 1999, Hebda ym. 2017). Haavan rakenne on usein pehmeämpi kuin muilla puulajeilla, jonka takia monet tikkalajeista tekevät pesäkolon haapaan. Elinympäristöt, joissa on monimuotoinen puulajisto sekä erityisesti haapaa, täyttävät elinympäristön vaatimukset suurella osalla tikkalajeista (Drever & Martin 2010, Martin 2014).

Haavan määrän vähenemisellä metsäympäristöissä on negatiivinen vaikutus tikkalajien populaatiokokoon Amerikassa (Martin 2014). Suomessa tikoista valkoselkätikka (*Dendrocopos leucotos*), käpytikka, palokärki (*Dryocopus martius*) ja harmaapäätikka (*Picus canus*) pesivät haavassa. Käpytikka pesii lajeista runsaslukuisimpana Keski-Suomessa, 2–4 paria/km². Palokärjellä esiintyminen on 5–12 paria/100 km². Harmaapäätikka on melko yleinen paikkalintu ja valkoselkätikka on erittäin harvinainen (Koskimies 2005, Laji.fi). Valkoselkätikka on tärkeä vanhojen lahoppuuta sekä lehtipuita sisältävien metsien sateenvarjolaji, jonka elinympäristö on yhteydessä esimerkiksi moniin harvinaisiin kovakuoriaislajeihin (Martikainen ym. 1998, Virkkala 2006, Roberge ym. 2008). Harmaapäätikka tekee yleisimmin pesäkolonsa suuren lahoavaan haavan runkoon. Suurten haapojen väheneminen metsäympäristössä voi tuottaa tulevaisuudessa vaikeuksia harmaapäätikan pesinnälle (Paikkala ym. 2020).

1.7 Tutkimuksen tarkoitus ja hypoteesit

Haavankäävän itiöemien määrä rungolla on yhteydessä pesäpuun valintaan amerikkalaisilla kolopesijöillä (Hart & Hart 2001). Tässä Pro gradu -tutkielmassa tutkin vaikuttaako haavankäävän esiintyminen ja itiöemien määrä Keski-Suomessa esiintyvien tikkalajien pesäpuun valintaan. Tutkin myös hakkuualueille säästöpuiksi jätettyjä haapoja ja haavankäävän esiintymistä säästöpuissa ja vertailin haavankäävän itiöemien määrää runkokohtaisesti talous- ja luonnonmetsien välillä.

Suurin osa tutkituista pesäkoloista oli asumattomia vanhoja pesäkoloja. Ensimmäisenä hypoteesinani oli, että haavankäävän esiintyminen haavalla ja suurempi haavan läpimitta (cm) lisäävät tikkojen pesäkolojen esiintymistä. Toisena hypoteesinani oli, että haavankäävän itiöemien määrä (kpl) haavalla runkokohtaisesti on suurempi luonnon- kuin talousmetsissä.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Luonnonmetsä- ja talousmetsäkohteiden valinta

Luonnonmetsäkohteet valittiin Keski-Suomesta Oldénin ja Tuomisen tutkimuskohteista (Oldén ym. 2014, Komonen ym. 2020) sekä Suomen Natura 2000 -alueiden joukosta. Luonnonmetsäalueiden joukosta valittiin pinta-alaltaan 5–70 ha suuruisia luonnonmetsäkohteita enintään 100 km etäisyydeltä Jyväskylästä, jotka sisälsivät kohdekuvauksen ja ilmakuviin mukaan läpimitaltaan 20 cm tai suurempia haapoja riittävästi. Valintaa ilmakuviin mukaan tehtiin Paikkatietoikkunan ortokuvien ja puuston ikä 2019 karttatasojen avulla (paikkatietoikkuna.fi). Puuston ikätiedot olivat vuodelta 2019 ja ortokuvat olivat 1–3 vuotta vanhoja. Tutkimukseen valittujen luonnonmetsäalueiden kokonaismäärä oli 26 kpl (Liite 1A), joista otettiin mukaan satunnaisesti 20 kpl luonnonmetsäkohdetta (Taulukko 1) käyttäen satunnaislukugeneraattoria. Luonnonmetsäkohteiden luontotyytit vaihtelivat kuivasta kankaasta lehtoihin, lehtomaisiin kankaisiin ja soihin, mutta vallitsevin luontotyyppi oli tuore kangas.

Maastotöitä toteuttaessa jouduttiin karsimaan pois luonnonmetsäkohteet: 1. Hirvijärvi, 2. Hitonhauta, 3. Koskenvuori, 5. Kusiaismäki ja 15. Kytömurransuo, koska kohteet eivät soveltuneet tutkimukseen. Kohde 1 ei sisältänyt haapaa ollenkaan. Kohteen 2 pinnanmuodot tekivät linjalaskennan hankalaksi. Kohteet 3, 5 ja 15 eivät todennäköisesti sisältäneet läpimitaltaan tarpeeksi suuria haapoja riittävästi ilmakuviin mukaan. Inventointiin sopimattomien

luonnonmetsäkohteiden tilalle valittiin satunnaisesti uudet kohteet jäljelle jääneistä luonnonmetsäalueista. Kohde 6. Ruokomäki ja kohde 18. Siipikangas koostuivat kahdesta erillisestä metsäkuvioista, jotta tutkimukseen tarvittava haapamäärä täyttyisi.

Talousmetsäkohteiksi valikoitiin noin 1–30 vuotta sitten avohakattuja alueita, joille oli jätetty haapaa säästöpuiksi. Talousmetsäkohteet yritettiin aluksi valita 1 km pohjoiseen luonnonmetsäkohteen keskipisteestä ilmakuvien mukaan. Ilmakuvien tulkinta osoittautui useilla tutkimuskohteilla haastavaksi, koska haapaa sisältäviä sopivia alueita ei löytynyt, joten valintaa laajennettiin usealla talousmetsäkohteella ensisijaiselta alueelta lähialueille ja muihin ilmansuuntiin. Talousmetsäkohteet olivat maksimissaan 15 km etäisyydellä luonnonmetsäkohteiden keskipisteestä. Talousmetsäkohteet koostuivat paikoin useista pienemmistä metsäkuvioista, jotta tutkimukseen saatiin mukaan tarpeeksi haapoja. Tutkimuskohteiden pinta-alat mitattiin paikkatietoikkunan työkalulla.

2.2 Maastoinventointi

Tutkimuslajeina olivat haapa, haavankääpä ja haavassa pesivät tikkalajit. Mittaukset tehtiin 10.5 ja 23.5–23.6 2022, 20:lla eri kohdeparilla Keski-Suomessa (Taulukko 1, Liite 1B). Kummaltakin tutkimusparilta tutkittiin 20 kpl haapaa, joiden läpimitta oli vähintään 20 cm rinnankorkeudella. Luonnonmetsäkohteilla tutkiminen tapahtui käyttäen linjalaskentamenetelmää, jossa linjoja tehtiin 50 m välein. Linjalaskenta tehtiin pohjois-eteläsuunnassa aloittaen luonnonmetsäkohteen eteläreunasta edeten pohjoiseen päin. Kun luonnonmetsäkohteen reuna saavutettiin, siirryttiin itään tai länteen 50 m kohteen reunaa pitkin ja kulkusuuntaa vaihdettiin päinvastaiseen. Laskennassa edettiin linjan keskellä etsien haapoja 25 m etäisyydeltä linjan molemmilta puolilta. Laskettavien haapojen välinen etäisyys oli vähintään 20 m kaikkiin ilmansuuntiin.

Jos haapoja oli enemmän kuin yksi samassa ryhmässä laskettiin aina se haapa, joka oli lähimpänä etelää, jos kuljettiin pohjoiseen päin ja pohjoista, jos kuljettiin etelää

päin. Poikkeuksena oli, jos haaparyhmässä oli haapa, jossa pesi tikka, jolloin pesimäpuu priorisoitiin ja laskettiin mukaan. Priorisointi osoittautui jälkeempään ongelmalliseksi tutkimusmenetelmän yhdenmukaisuuden kannalta, joten priorisoidut havainnot (n=10) poistettiin datasta analyyseissä.

Taulukko 1. Kokoomataulukko tutkittavaksi valituista luonnonmetsäkohteista.

Kohteen numero	Kohteen nimi	Sijainti	Pinta-ala (ha)
4	Listonniemi	Äänekoski	11,1
6	Ruokomäki	Viitasaari	42,4
7	Teerikangas	Laukaa	24,5
8	Partastenmäet	Muurame	28,5
9	Vuorilampi	Toivakka	43,9
10	Tussarinvuori	Toivakka	31,4
11	Kiviönniemi	Jyväskylä	15,9
12	Jousmäki	Muurame	21,8
14	Pikku-Kalaja	Konnevesi	36,1
16	Hirvijärvi	Multia	56,6
17	Aittosuonlehto	Kivijärvi	38,8
18	Siipikangas	Keuruu	28,7
19	Karjovuori	Multia	36,3
20	Raiskin metsät	Multia	29,8
21	Myllykankaan metsä	Äänekoski	15,9
22	Tikkamäki	Jyväskylä	46,3
23	Hallinmäki	Jämsä	60,3
24	Koivuvuori	Kivijärvi	37,5
25	Syväojanmäki	Urainen	27,8
26	Rajala	Jämsä	25,2

Taloussmetsäkohteilla haapojen tutkiminen tehtiin aloittaen kohteen länsireunasta edeten itään päin. Haapojen välinen etäisyys oli vähintään 20 m. Haaparyhmistä tutkittiin kaikista läntisin haapa ensin ja pesimäpuut priorisoitiin samanlailla kuin luonnonmetsäkohteilla. Taloussmetsäkohteilla haavat olivat yleensä harvemmassa kuin luonnonmetsäkohteilla ja parempi näkyvyys auttoi niiden havainnoinnissa.

Noin 1-5 vuotta sitten kaatuneet maapuut (n=5) sekä kuolleet pystypuut (n=11) laskettiin myös mukaan kaikilla tutkimuskohteilla.

Jokaiselta haavalta merkittiin haavankäävän esiintyminen rungolla (kyllä/ei) ja tikan pesäkolojen esiintyminen (kyllä/ei). Haavalta laskettiin haavankäävän itiöemien ja tikan pesäkolojen määrä (kpl) käyttäen tarvittaessa kiikareita. Pesäkoloksi laskettiin silmämääräisesti kaikki säännöllisen pyöreät tai soikeat kolot, jotka ylettyivät haavan ulkokuoresta sen keskiosaan. Suurin osa lasketuista pesäkoloista oli asumattomia. Haavan läpimitta (cm) mitattiin käyttäen työntömittaa 1 cm tarkkuudella ja tarvittaessa merkintämittaa, jos läpimitta oli yli 51 cm. Haapojen etäisyyksiä toisistaan mitattiin kelamitalla. Haavasta kirjattiin ylös sijainti koordinaatteina ETRS-TM35FIN muodossa. Haapaa asuttanut tai asuttava tikkalaji tai -lajit kirjattiin ylös. Asutetuista pesäkoloista laji pääteltiin poikasten äänestä tai lähistöllä olevista poikasten vanhemmista. Osa tutkituista asumattomista pesäkoloista saattoi olla asutettuja, jos poikaset eivät äännelleet tai poikasten vanhemmat eivät olleet lähellä pesäkoloa. Jos haapa oli kuollut tai maapuu se kirjattiin ylös sekä, jos haavassa oli sekundaaripesijöitä. Tiedot kirjattiin inventointilomakkeelle ja haapojen koordinaatit sekä kuljetut reitit tallennettiin Karttaselain -sovellukseen.

2.3 Tilastollinen aineiston käsittely

Tilastollisia analyysyjä tehdessä alkuperäisestä datasta (n=800) poistettiin 11 haapaa, jotka oli havaittu alkuperäisestä poikkeavalla otantamenetelmällä. Haapahavainnoista 10 oli priorisoiduista haavoista ja 1 haavasta, joka oli mitattu virheellisesti tutkimuskohteen ulkopuolelta. Analysoidun aineiston koko oli poistettujen haapahavaintojen jälkeen 789 haapaa. Alkuperäisessä datassa oli 86 havaintoa tikkojen pesäkoloista, mutta analysoitavassa datassa havaintoja oli 76. Tikkojen pesäkolojen ja haavankäävän esiintyminen haavoissa eivät olleet normaalijakautuneita, vaan datassa oli nollatapauksia hyvin paljon.

Ensimmäisessä analyysissä tikkojen pesäkolojen esiintyminen (kyllä/ei) oli vastemuuttuja ja haavan läpimitta (cm) sekä haavankäävän esiintyminen (kyllä/ei) olivat kiinteitä muuttujia. Tutkimuskohteet olivat satunnaistekijänä analyysissä. Analyysissä tutkittiin interaktiota haavan läpimitan ja haavankäävän esiintymisen välillä. Oletuksena oli, että läpimitaltaan suuremmissa haavoissa esiintyy todennäköisemmin enemmän haavankääpää haapojen vanhemman iän takia. Ensimmäisessä analyysissä käytettiin binomiaalista sekamallia.

Haavankäävän itiöemien määrä (kpl) runkokohtaisesti oli toisessa analyysissä vastemuuttuja ja haavan läpimitta (cm) sekä metsän luokka (luonnonmetsä/talousmetsä) olivat kiinteitä muuttujia. Tutkimuskohteet olivat satunnaistekijänä analyysissä. Toisessa analyysissä testattiin interaktiota haavan läpimitan ja itiöemien määrän välillä. Oletuksena oli, että läpimitaltaan suuremmilla haavoilla olisi enemmän itiöemiä haapojen vanhemman iän takia. Toiseen analyysiin valittiin sopiva malli 12:n eri mallin joukosta käyttäen AIC menetelmää, koska haavankäävän itiöemien määrä haavalla runkokohtaisesti ei ollut normaalijakautunut. Haavan läpimitta keskitettiin analyysissä. Ensimmäinen analyysi tehtiin lisäksi uudestaan pelkästään luonnonmetsien datalla (n=392), koska talousmetsissä oli paljon kohteita, joissa ei esiintynyt haavankääpää. Analysoinnissa käytettiin R-ohjelman glmmTMB -pakettia.

2.4 Mallien valinta analyysihin

Ensimmäisessä analyysissä käytettiin binomiaalista sekamallia, joka sopi analyysiin parhaiten. Toiseen analyysin valittavana olleissa malleissa (Liite 2) olivat mukana kaikki biologiset muuttujat, joita olivat itiöemien määrä, haavan läpimitta ja metsän luokka. Yksittäisten muuttujien merkitsevyyttä ja interaktioita muuttujien välillä testattiin jokaisessa mallissa p-arvojen avulla ennen mallin valintaa. Interaktio haavan läpimitan ja itiöemien määrän välillä ei ollut merkitsevä tutkituissa malleissa, joten interaktio poistettiin malleista. Toisessa analyysissä sopivimmaksi malliksi valikoitui negatiivinen binomiaalinen sekamalli "negbinz", johon oli lisätty

zero-inflated osa (Liite 2). Mallissa oli käytössä glmmTMB -paketin perheistä "nbinom1". Valitun mallin AICc (1425,3), delta_AICc (0,00) ja log-likelihood (-704,54) arvot olivat pienempiä kuin muilla malleilla. Muita testattuja glmmTMB -paketin perheitä olivat: "poisson", "nbinom2" ja "genpois", joista testattiin myös zero-inflated mallit erikseen sekä "truncated_genpois", "truncated_poisson", "truncated_nbinom1", "truncated_nbinom2" sekä "nbinom1" zero-inflated malli.

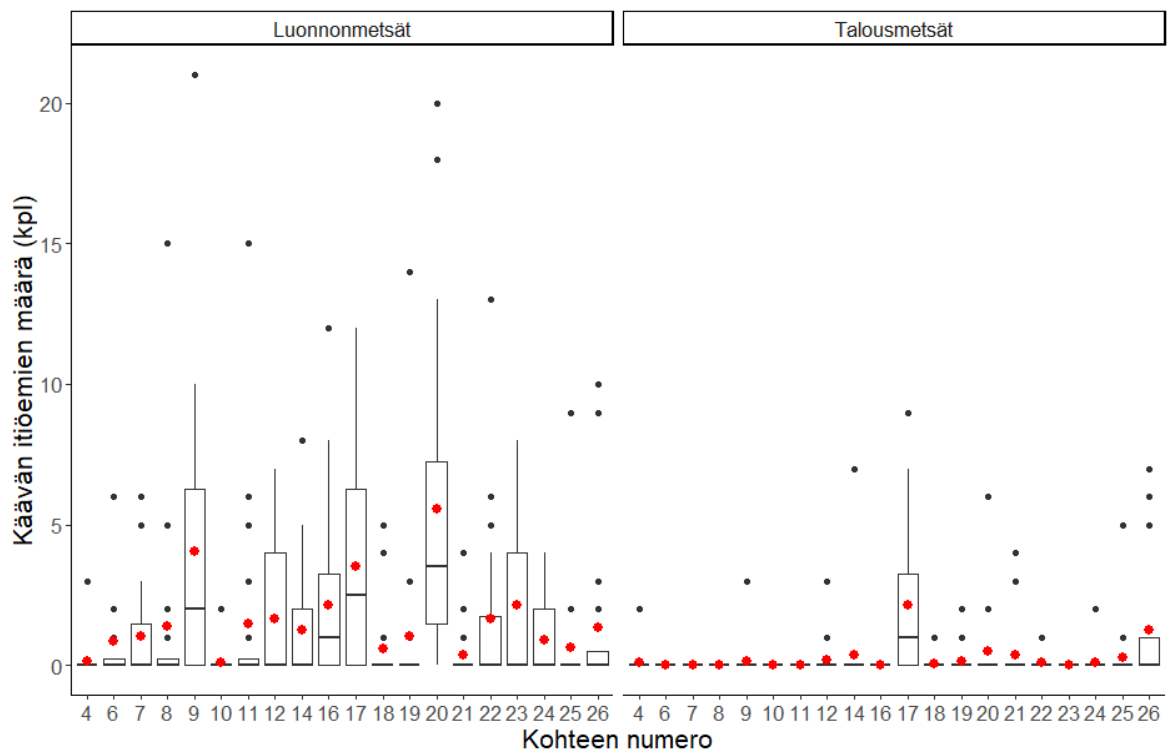
3 TULOKSET

3.1 Haavankäävän ja tikkojen pesäkolojen esiintyminen ja määrä

Haavankääpää esiintyi aineistossa talousmetsissä (n=397) 34 haavalla ja luonnonmetsissä (n=392) 123 haavalla. Tikkojen pesäkoloja esiintyi talousmetsissä 45 haavassa ja luonnonmetsissä 31 haavassa. Tikkojen asuttamia pesäkoloja oli aineistossa 9. Haavan keskiläpimitta oli 1,1 cm suurempi talousmetsissä verrattuna luonnonmetsiin (Taulukko 2). Pesäkolojen määrä haavalla runkokohtaisesti oli hieman suurempi talous- kuin luonnonmetsissä (Taulukko 2). Itiöemien määrä haavalla runkokohtaisesti oli myös suurempi luonnonmetsissä (Taulukko 2). Talousmetsäkohteilla haavankäävän esiintyminen ja sen itiöemien kokonaismäärä olivat vähäisiä tai kääpää ei esiintynyt kohteilla ollenkaan (Kuva 1).

Taulukko 2 Haavan läpimitta (cm), haavankäävän itiöemien määrä (kpl) ja tikkojen pesäkolojen määrä (kpl) haavalla runkokohtaisesti talous- ja luonnonmetsissä.

Talousetmetsät (N=397)	Läpimitta (cm)	Itiöemien määrä (kpl)	Pesäkolojen määrä (kpl)
Keskiarvo	36,6	0,3	0,2
Keskiarvo	8,0	0,5	0,4
Minimi	20,0	0,0	0
Maksimi	66,0	9,0	6
Luonnonmetsät (N=392)			
Keskiarvo	35,5	1,6	0,1
Keskiarvo	8,7	2,2	0,2
Minimi	20,0	0,0	0
Maksimi	75,0	21,0	4

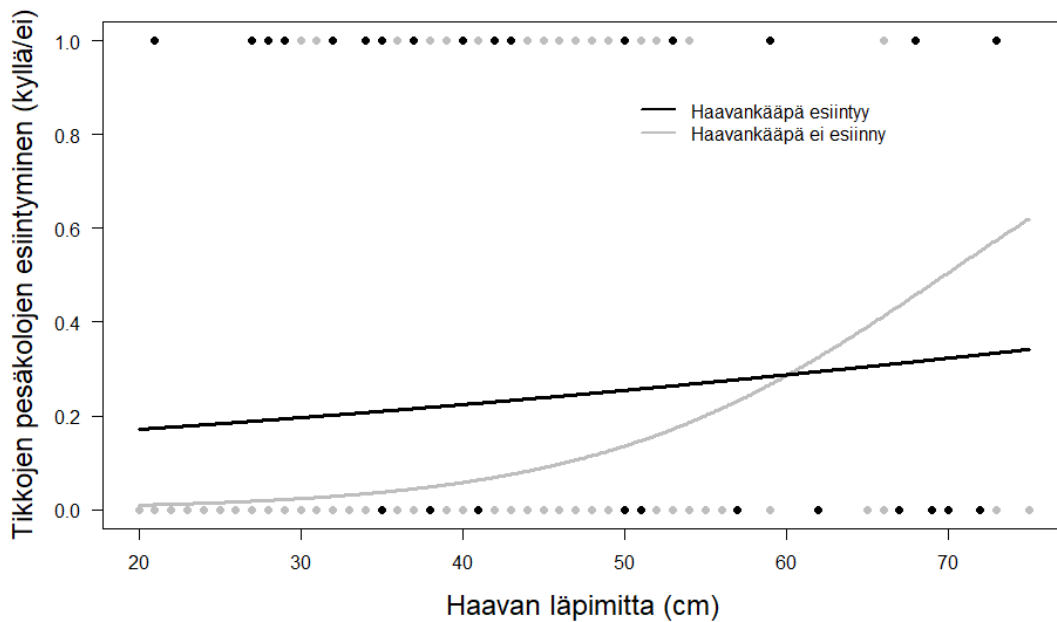


Kuva 1 Haavankäävän itiöemien kokonaismäärä (kpl) luonnonmetsä- ja talousmetsäkohteilla. Itiöemien keskiarvo kohteella merkittynä punaisella ympyrällä. Poikkeavat havaintoarvot merkittynä mustalla ympyrällä.

3.2 Tilastollisten mallien tulokset

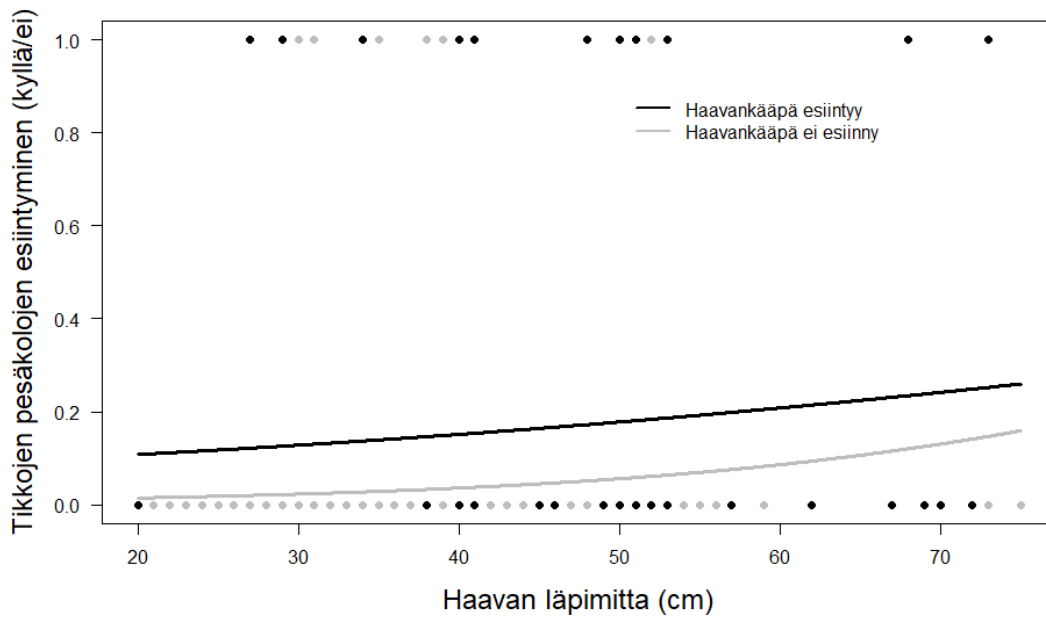
Haavankäävän esiintymisen ja puun läpimitan välillä oli merkitsevä interaktio ($p = 0,001$), joka vaikutti tikkojen pesäkolojen esiintymiseen haavalla runkokohtaisesti ($0,93$; 95 % LV [$0,88$; $0,97$]) (Kuva 2, Liite 3A). Interaktion kerroinsuhteen mukaan tikkojen pesäkoloja esiintyisi 1,07 kertaa vähemmän haavoissa, joilla esiintyy haavankääpää läpimitan kasvaessa yhdellä senttimetrillä verrattuna haapoihin, joilla kääpää ei esiinny. Mallin tarkempi tulkinta selviää tarkastelemalla mallin kuvaajaa (Kuva 2).

Kuvaajan mukaan tikkojen pesäkoloja esiintyi enemmän alle 60 cm läpimittaisissa haavoissa, joissa esiintyi haavankääpää. Haavoissa, joiden läpimitta oli 60 cm tai sitä enemmän pesäkoloja oli enemmän haavoissa, joissa ei esiintynyt haavankääpää. Läpimitaltaan 60 cm ja suurempia haapoja oli koko datassa yhteensä vain 16, joten interaktio oli todennäköisesti artefakti, joka johtui datan rakenteesta. Noin 30 cm läpimittaisissa ja sitä suuremmissa haavoissa, joissa ei esiintynyt haavankääpää tikkojen pesäkolojen esiintyminen nousi haavan läpimitan noustessa. Muita mallin tuloksien kerroinsuhteita ei pysty tulkitsemaan suoraan havaitun interaktion takia.



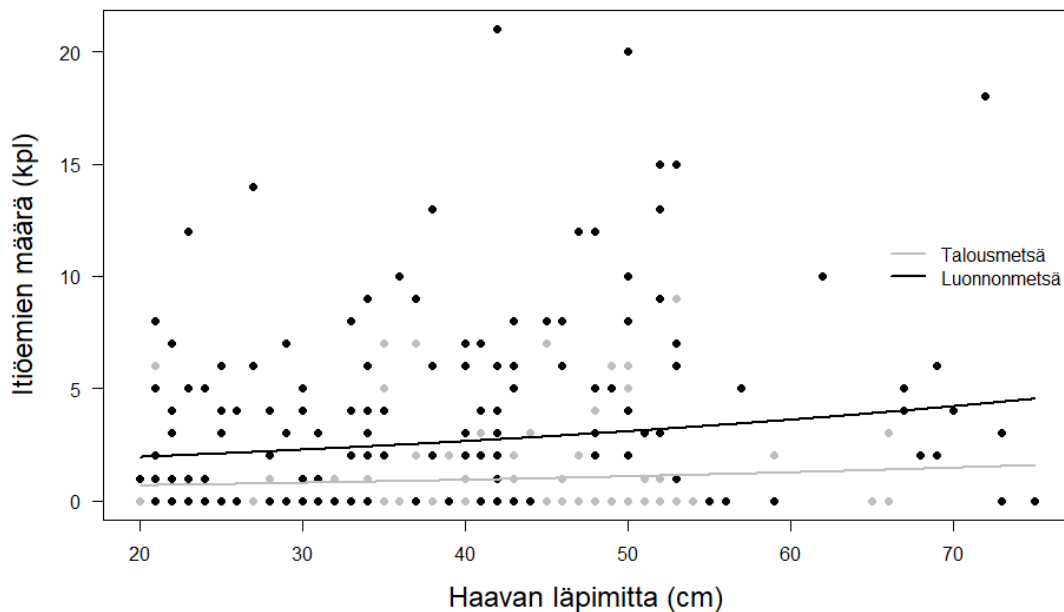
Kuva 2 Tikkojen pesäkolojen esiintymisen todennäköisyys verrattuna haavan läpimittaan (cm) haavoissa, joissa esiintyy ja ei esiinny haavankääpää (n = 789). Tikkojen pesäkoloja esiintyy = 1, tikkojen pesäkoloja ei esiinny = 0. Haavat, joissa esiintyy haavankääpää (kyllä) merkittynä mustalla ympyrällä ja haavat, joissa ei esiinny kääpää (ei) merkittynä harmaalla ympyrällä. Osa datapisteistä on päällekkäin haapayksilöiden identtisten läpimittojen takia.

Pelkästään luonnonmetsien datalla tehdyn analyysin kerroinsuhteiden mukaan (Kuva 3, Liite 3B) tikkojen pesäkoloja esiintyi 5,41 kertaa enemmän haavoissa, joilla esiintyi haavankääpää kuin haavoissa, joilla ei esiintynyt haavankääpää (5,41; 95 % LV [0,01; 0,07], $p < 0,001$). Interaktio haavan läpimitan ja haavankäävän esiintymisen välillä ei ollut merkitsevä ($p = 0,457$), eikä vaikuttanut pesäkolojen esiintymiseen. Haavan läpimitta ei vaikuttanut pesäkolojen esiintymiseen merkitsevästi ($p = 0,137$).



Kuva 3 Tikkojen pesäkolojen esiintymisen todennäköisyys verrattuna haavan läpimittaan (cm) luonnonmetsien haavoissa (n = 392), joissa esiintyy ja ei esiinny haavankääpää. Tikkojen pesäkoloja esiintyy = 1, tikkojen pesäkoloja ei esiinny = 0. Haavat, joissa esiintyy haavankääpää (kyllä) merkittynä mustalla ympyrällä ja haavat, joissa ei esiinny kääpää (ei) merkittynä harmaalla ympyrällä. Osa datapisteistä on päällekkäin haapayksilöiden identtisten läpimittojen takia.

Toisen analyysin kerroinsuhteiden mukaan talousmetsissä itiöemien määrä (kpl) runkokohtaisesti oli 1,65 kertaa pienempi kuin luonnonmetsissä (0,35; 95 % LV [1,60; 3,87], $p = 0,07$) (Kuva 4, Liite 3C). Haavan läpimitta ei vaikuttanut itiöemien määrään merkitsevästi ($p = 0,054$).



Kuva 4 Haavan läpimitan (cm) vaikutus haavankäävän itiöemien runkokohtaisen määrään (kpl) talous- ja luonnonmetsien välillä (n = 789). Talousmetsähaavat merkittynä harmaalla ympyrällä ja luonnonmetsähaavat mustalla ympyrällä. Osa datapisteistä on päällekkäin haapayksilöiden identtisten läpimittojen takia.

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Haavankäävän vaikutus tikkojen pesäpuun valintaan

Tikkojen pesäkolojen esiintyminen oli suurempaa haavoissa, joissa esiintyi haavankääpää verrattuna haapoihin, joissa kääpää ei esiintynyt riippumatta haavan läpimitasta luonnonmetsissä. Tikat tekevät todennäköisemmin pesäkolonsa luonnonmetsissä haapaan, jossa esiintyy haavankääpää. Haavan aläläpimitta oli tutkimuksessa 20 cm, joka saattaa vaikuttaa tuloksiin. Talousmetsistä saadut tulokset ovat epävarmoja, koska haavankääpää esiintyi talousmetsissä hyvin vähän.

Haavankäävän esiintymisen ja haavan läpimitan välillä todettiin interaktio ensimmäisessä analyysissä, jota ei todettu pelkällä luonnonmetsien datalla tehdyssä

analyysissä. Haavankäävän suurempi esiintyminen pesäkolottomissa haavoissa läpimitan kasvaessa voi myös johtua sienirihmaston rappeutumisesta vanhoilla haavoilla, joiden läpimita on suuri. Interaktio voi myös johtua muiden indikaattorien lisääntymisestä haavoissa, jotka lisäävät tikan pesäkolojen esiintymistä, kuten toisten kääpälajien, pesäkolojen tai puiden ja oksien kolojen (Harestad & Keisker 1989, Hågvar ym. 1990, Hart & Hart 2001, Kosiński & Winiecki 2004, Cooke 2009). Voi olla myös, että tikat eivät käytä haavankääpää tai muita indikaattoreita puun muokattavuudesta läpimitan kasvaessa, koska ne tunnistavat puun lahoasteen tekemällä testikoloja (Matsuoka 2010). Pelkällä luonnonmetsädatalla tehdyssä analyysissä haavan läpimitalla ei ollut merkitystä, vaan pesäkoloja oli enemmän kaiken kokoisissa haavoissa, joissa esiintyi haavankääpää. Ensimmäisen analyysin sisältämä artefakti vääristää todennäköisesti tuloksia ja pelkästään luonnonmetsädatalla tehty analyysi on totuudenmukaisempi.

4.2 Haavankäävän sopeutuminen talousmetsiin

Haavankääpää esiintyi enemmän ja sen itiöemien määrä oli suurempi kokonaisuudessaan ja runkokohtaisesti luonnonmetsissä verrattuna talousmetsiin. Säästöpuiden lähiympäristö muuttuu yleensä paljon hakkuiden takia. Haavankääpä ei ole nähtävästi sopeutunut hakkuualueiden olosuhteisiin, joissa säästöpuut ovat usein avoimemmissa ympäristöissä kuin luonnonmetsien. Vanhat haavankäävän itiöemät sekä sienirihmastot saattavat kuolla edellisen takia. Talousmetsien haavat saattavat olla kokonsa nähden nuorempia verrattuna luonnonmetsien haapoihin, joten haavankääpä ei ole ehkä ehtinyt levitä talousmetsien haapoihin.

Nuorilla talousmetsäalueilla puiden tiheys pinta-alalla on yleensä pienempi kuin luonnonmetsissä, jonka takia puut eivät suojaa toisiaan yhtä tehokkaasti. Kääpien lähi- ja kaukoleviäminen saattavat erota talousmetsissä verrattuna luonnonmetsiin, koska haavankäävän kasvualustana toimivat haavat ovat kauempana toisistaan.

Käävät ja niiden isäntäpuut saattavat altistua auringon valolle ja muille säätöolosuhteille nuorilla talousmetsäalueilla enemmän, jolla on todennäköisesti negatiivinen vaikutus niiden elinolosuhteisiin.

Auringon valo usein lisää kääpien itiöiden kuolleisuutta, joka estää itiöitä itämisestä (Norros ym. 2015). Toisaalta monet haavalla kasvavat kääpälajit voivat menestyä myös avoimissa ympäristöissä, joissa altistuminen auringon valolle on voimakasta (Junninen ym. 2007). Haavankääpä kasvaa yleensä elävällä haavalla, joka saattaa vaikuttaa sen selviämiseen verrattuna kääpälajeihin, jotka kasvavat kuolleella haavalla. Lisäksi haavankäävän selviämisestä valoisissa ympäristöissä ei ole paljoa tietoa. Talousmetsäkohteiden haavoilta löytyi avoimilta paikoilta kuivuneita haavankäävän itiöemiä (Kuva 4), joka saattaisi viitata siihen, että haavankääpä ei menesty valoisilla avoimilla paikoilla verrattuna luonnonmetsien varjoisempiin olosuhteisiin, joissa kääpä todennäköisemmin menestyy paremmin (Kuva 5).

Aikaisemmissa tutkimuksissa esimerkiksi säästöpuissa kasvaneet sammalet eivät ole menestyneet avoimissa ympäristöissä, koska ne tarvitsevat selvitäkseen kovan elinympäristön (Lohmus ym. 2006, Oldén ym. 2014). Toisaalta haavoilla kasvavilla sammalilla elinympäristön muutos ei ollut niin haitallinen kuin muilla puulajeilla kasvavilla. Todennäköisesti haavankäävän menestymiselle olisi parempi, jos säästöpuut jätettäisiin hakkuissa aukkojen reunoille tai ryhmiin, joka suojaisi niitä paremmin valolta, tuulelta ja muilta ympäristön haitallisilta ilmiöiltä (Rosenvald ym. 2008, Söderström 2009, Urgenson ym. 2013, Hämäläinen ym. 2016).

Haavankäävän sienirihmasto voi myös esiintyä haavassa, vaikka itiöemiä ei havaittaisikaan haavalla, joten haavankäävän esiintyminen talous- ja luonnonmetsissä saattaa olla todellisuudessa suurempi. Tulevaisuudessa itiöemien selviämistä voitaisiin tutkia talous- ja luonnonmetsien välillä. Tutkitut talousmetsäkohteet olivat noin 1–30 vuotta sitten avohakattuja, joten haavankääpä ei ole välttämättä ehtinyt levitä niihin uudestaan hakkuiden aiheuttaman lähiympäristön muutoksen takia. Haavankäävän esiintymistä ja määrää pitäisi

seurata talousmetsissä, jotta sen hakkuiden jälkeisestä selviytymisestä ja leviämisestä saataisiin tietoa.



Kuva 4. Haavankäävän itiöemä talousmetsässä valoisassa ympäristössä ja Kuva 5. haavankäävän itiöemä luonnonmetsässä.

4.3 Säästöpuuhaavat ja tikkojen pesintä

Tikkojen pesäkoloja esiintyi enemmän ja pesäkolojen määrä runkokohtaisesti oli suurempi talous- kuin luonnonmetsissä, joten tikat todennäköisesti hyötyvät säästöpuista. Toisaalta pesäkolojen esiintymiseen vaikutti se, että talousmetsäkohteet olivat pirstaloituneita ja jaettu usein moneen pienempään metsäkuvioon, joiden etäisyydet toisistaan vaihtelivat. Tikkojen reviirit ovat pinta-alaltaan suuria, joten talousmetsäkohteet sisälsivät todennäköisesti enemmän reviirejä kuin niitä yhtenäisemmät luonnonmetsäkohteet. Tikkojen reviirit voivat myös mennä useammin päällekkäin talous- kuin luonnonmetsäkohteilla (Tomasevic & Marluff 2018).

Taloustmetsäkohteilla haapojen määrä pinta-alalla oli pienempi verrattuna luonnonmetsäkohteisiin, joten tikat pesivät pienemmän tarjonnan takia todennäköisemmin taloustmetsä- kuin luonnonmetsäkohteen haapaan. Säästöpuuhaavat ovat todennäköisesti tärkeitä tikkojen pesinnän kannalta. Säästöpuuhaapojen jättämistä hakkuuaukoille pitäisi jatkossa jatkaa sekä edistää, koska säästöpuuiden jättäminen todennäköisesti ylläpitää tikoille sopivia elinympäristöjä (Drever & Martin 2010, Martin 2014) ja vaikuttaa positiivisesti tikkojen populaatiokokoon (Martin 2014). Säästöpuuhaapojen sijoittaminen sekä hakkuualueiden optimaalinen suunnittelu on hyvin tärkeää jatkossa tikkojen pesimäreviirien turvaamiseksi.

4.3 Tutkimuksen ongelmakohdat ja niiden vaikutukset tuloksiin

Tutkimuksessa ei otettu huomioon luontotyyppettä, joka olisi hyvä tehdä tulevaisuudessa samankaltaisissa tutkimuksissa. Luontotyyppi saattaa vaikuttaa haavankäävän määrään kosteusolojen ja valon määrän takia sekä tikkalajien esiintymiseen, joka vaikuttaa suoraan tutkimuksen tuloksiin. Sääolosuhteilla saattoi olla vaikutusta pesäkolon havainnointiin, joka oli kiikareilla haastavaa etenkin sateisessa säässä. Voi olla myös, että osa pesäkolonista ja haavankäävän itiöemistä jäi huomioimatta, koska niitä ei pystynyt näkemään oksien tai toisten puiden takaa.

Tikkalajin määrittäminen pesäkolon muodon perusteella osoittautui haastavaksi, joten lajeja ei otettu huomioon analyyseissä. Pesäkolot olivat usein monen metrin korkeudella, jolloin niiden ulkoisten mittojen arviointi oli haastavaa. Toisaalta tikkalajien määrittämisellä ei ollut suurta merkitystä tutkimuksen tulosten kannalta. Taloustmetsäkohteiden suunnittelemiseen ja valintaan olisi pitänyt kiinnittää enemmän huomiota tutkimuksessa, mutta ongelmana oli vähäinen tieto sopivan ikäisistä haapaa sisältävistä taloustmetsäalueista. Ilmakuvista tarkasteltuna puulaji oli joskus hankala tunnistaa haavaksi, koska ilmakuvat oli otettu eri vuodenaikoina. Joidenkin luonnonmetsäkohteiden lähellä ei ollut haapaa sisältäviä sopivia metsäkuvioita, joten taloustmetsäkohteita piti etsiä kauempaa.

Talousmetsäkohteiden jakaantuminen pienempiin metsäkuvioihin lisäsi tikkojen reviirien määrää, joka lisäsi pesäkolojen määrää ja vääristi tuloksia. Mitattavien haapojen määrää tai niiden etäisyyttä toisiinsa olisi voinut vähentää talousmetsäkohteilla, joka olisi vähentänyt kohteiden jakaantumista pienempiin metsäkuvioihin. Tilastollisia analyysejä varten haavat olisi pitänyt mitata millimetrin tarkkuudella, koska datan analysoinnissa datapisteet menevät päällekkäin haapojen identtisten mittojen takia.

5 PÄÄTELMÄT

Tämän tutkimuksen tulokset tukevat aiempia tutkimuksia, joiden mukaan tikat tekevät pesäkolon todennäköisemmin puuhun, jossa on sen lahoamista ilmentäviä ulkoisia indikaattoreita (Harestad & Keisker 1989, Hart & Hart 2001, Kosiński & Winiecki 2004, Cooke 2009). Etenkin luonnonmetsissä tikat tekevät pesäkolon useammin haapaan, jossa esiintyy haavankääpää kuin haapaan, jossa kääpää ei esiinny. Talousmetsien haavoissa esiintyi hyvin vähän haavankääpää, joten tulokset ovat talousmetsien kannalta epävarmoja. Talousmetsien säästöpuuhaavoissa esiintyi kuitenkin enemmän tikkojen pesäkoloja verrattuna luonnonmetsien haapoihin, joka viittaisi siihen, että säästöpuut ovat tikkojen pesinnän kannalta tärkeitä.

Haavankäävän itiöemien määrä runkokohtaisesti oli suurempi luonnonmetsissä verrattuna talousmetsiin ja haavankääpää esiintyi huomattavasti vähemmän talousmetsissä. Haavankääpä ei ole todennäköisesti sopeutunut talousmetsien olosuhteisiin. Haavankääpä ei ehkä pysty mukautumaan ympäristöön, jossa säästöpuuhaavat ovat yleensä alttiimpia auringon valolle, tuulelle ja muille sääolosuhteille. Suunniteltaessa hakkuita säästöpuut pitäisi jättää suurempiin ryhmiin tai aukkojen reunoille, joka suojaisi säästöpuita kaatumiselta ja

sääolosuhteilta paremmin sekä todennäköisesti edistäisi tikkojen pesimistä ja haavankäävän selviytymistä talousmetsäolosuhteissa.

KIITOKSET

Suuret kiitokset ohjaajilleni Atte Komoselle ja Panu Halmeelle. Kiitokset Timo Laineelle, joka auttoi tikkoihin liittyvissä kysymyksissä sekä Sara Calhimille, joka auttoi mallintamisessa. Kiitokset Suomen Luonnonsuojelusäätiölle ja Suomen Biologian Seura Vanamo ry:lle tutkielman rahoituksesta.

KIRJALLISUUS

- Aakala T. 2010. Coarse woody debris in late-successional *Picea abies* forests in northern Europe: Variability in quantities and models of decay class dynamics. *For. Ecol. Manag.* 260: 770–779.
- Andersson L. I. & Hytteborn H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forest. *Holarctic ecol.* 14: 121–130.
- Axelsson A., Östlund L. & Hellberg E. 2002. Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866–1999 based on interpretation of historical records. *Landsc. Ecol.* 17: 403–418.
- Bosco L., Cushman S. A., Wan H. Y., Zeller K. A., Arlettaz R. & Jacot A. 2021. Fragmentation effects on woodlark habitat selection depend on habitat amount and spatial scale. *Anim. Conserv.* 24: 84–94.
- Brown M. E. & Chang M. C. Y. 2013. Exploring bacterial lignin degradation. *Curr. Opin. Biotechnol.* 19: 1–7.
- Bugg T. D. H., Ahmad M., Hardiman E. M. & Singh R. 2011. The emerging role for bacteria in lignin degradation and bio-product formation. *Curr. Opin. Biotechnol.* 22: 394–400.
- Cody M. L. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Inc., Florida.
- Conner R. N., Miller Jr. O. K. & Adkisson C. S. 1976. Woodpecker dependence on trees infected by fungal heart rots. *Wilson Bulletin* 88: 575–581.

- Conner R. N. & Rudolph D. C. 1991. Forest habitat loss, fragmentation, and Red-Cockaded Woodpecker populations. *Wilson Bull.* 103(3): 446–457.
- Cooke H. A. 2009. Do aggregated harvests with structural retention conserve cavity users in old forest in the boreal plains? Väitöskirja. Albertan yliopisto, Department of Biological Sciences.
- Daily, G. C., Ehrlich P. R. & Haddad N. M. 1993. Double keystone bird in a keystone species complex. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 90: 592–594.
- Drever M. C. & Martin K. 2010. Response of woodpeckers to changes in forest health and harvest: Implications for conservation of avian biodiversity. *For. Ecol. Manag.* 259: 958–966.
- Fisher R. J. & Wiebe K. L. 2006. Nest site attributes and temporal patterns of northern flicker nest loss: effects of predation and competition. *Oecologia* 147: 744–753.
- Forsman J. T., Hjernquist M. B., Taipale J. & Gustafsson L. 2008. Competitor density for habitat quality facilitating habitat selection and investment decisions. *Behav. Ecol.* 19: 539–545.
- Fretwell S. D. 1970. On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheor.* 19: 16–36.
- Grinde A. R., Slesak R. A., D'Amato A.W. & Palik B.P. 2020. Effects of tree retention and woody biomass removal on bird and small mammal communities. *For. Ecol. Manag.* 465: 1–9.
- Gustafsson L., Kouki J. & Sverdrup-Thygeson A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scand. J. For. Res.* 25: 295–308.
- Hardenbol A. A., den Herder M. & Kouki J. 2020. Long-term effects of prescribed burning, tree retention, and browsing on deciduous tree recruitment in European boreal forests. *Can. J. For. Res.* 51(3): 660–667, <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0231>.
- Harestad A. S. & Keisker D. G. 1989. Nest tree use by primary cavity-nesting birds in south central British Columbia. *Can J. Zool.* 67: 1067–1073.
- Hart J. H. & Hart D. L. 2001. Heartrot Fungi's Role in Creating Pigid Nesting Sites in Living Aspen. Teoksessa: Shepperd ym., *Sustaining Aspen in Western Landscapes: Symposium Proceedings*. Proceedings RMRS-P-18. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Fort Collins, CO. 207–213.
- Hebda G., Wesolowski T. & Rowiński P. 2017. Nest sites of a strong excavator, the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*, in a primeval forest. *Ardea.* 105: 61–71

- Hebertson L. 2010. *Management Guide for Aspen Heart Rot*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Heikkala O., Suominen M., Junninen K., Hämäläinen A. & Kouki J. 2014. Effects of retention level and fire on retention tree dynamics in boreal forests. *For. Ecol. Manag.* 328: 193–201.
- Hågvar S., Hågvar G. & Mønness E. 1990. Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Holarctic ecol.* 13: 156–165.
- Hämäläinen A., Hujo M., Heikkala O., Junninen K. & Kouki J. 2016. Retention tree characteristics have major influence on the post-harvest tree mortality and availability of coarse woody debris in clear-cut areas. *For. Ecol. Manag.* 369: 66–73.
- Johnston S. R., Boddy L. & Weightman A. J. 2016. Bacteria in decomposing wood and their interactions with wood-decay fungi. *FEMS Microbiol.* 92: 1–12.
- Junninen K., Penttilä R. & Martikainen P. 2007. Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. *Biodivers. Conserv.* 16: 475–490.
- Junninen K. 2012. *Haapametsien käävät*. Metsähallitus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 199.
- Kivinen S., Koivisto E., Keski-Saari S., Poikolainen L., Tanhuanpää T., Kuzmin A., Viinikka A., Heikkinen R. K., Virkkala R., Vihervaara P. & Kumpula T. 2020. A keystone species, European aspen (*Populus tremula* L.), in boreal forests: Ecological role, knowledge needs and mapping using remote sensing. *For. Ecol. Manag.* 462, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118008>.
- Kolström M. & Lumatjärvi J. 2000. Saproxylic beetles on aspen in commercial forests: a simulation approach to species richness. *For. Ecol. Manag.* 126: 113–120.
- Komonen A., Tuominen L., Purhonen J. & Halme P. 2020. Landscape structure influences browsing on a keystone tree species in conservation areas. *For. Ecol. Manag.* 457, 117724, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117724>.
- Kosiński Z. & Winiecki A. 2004. Nest-site selection and niche partitioning among Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forest of Central Europe. *Ornis Fenn.* 81: 145–156.
- Kosiński Z. & Walczak L. 2018. Does cavity reuse affect timing of reproduction and fledgling success in the Black Woodpecker? *J. Ornithol.* 160: 79–89.
- Koskimies P. 2005. *Suomen lintuopas*. WSOY, Porvoo.
- Kouki J., Löfman S., Martikainen P., Rouvinen S. & Uotila A. 2001. Forest Fragmentation in Fennoscandia: Linking Habitat Requirements of Wood-

- associated Threatened Species to Landscape and Habitat Changes. *Scand. J. For. Res.* 3: 27–37.
- Kouki J., Arnold K. & Martikainen P. 2004. Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *J. Nat. Conserv.* 12: 41–52.
- Lachance E. & Pothier D. 2013. Forest structure and understory plant communities inside and outside tree retention groups in boreal forests. *ECOSCIENCE*. 20(3): 253–263.
- Latva-Karjanmaa T. Penttilä R. & Siitonen J. 2007. The demographic structure of European aspen (*Populus tremula*) populations in managed and old-growth boreal forests in eastern Finland. *Can. J. For. Res.* 37: 1070–1081.
- Li T., Cui L., Song X., Cui X., Wei Y., Tang L., Mu Y. & Xu Z. 2022. Wood decay fungi: an analysis of worldwide research. *J. Soils Sediments*. 22: 1688–1702.
- Lohmus P., Rosenvald R. & Lohmus A. 2006. Effectiveness of solitary retention trees for conserving epiphytes: differential short-term responses of bryophytes and lichens. *Can. J. For. Res.* 36: 1319–1330.
- Lorenz T. J. 2014. Primary Cavity Excavator Nesting Ecology, Space Use, and Distribution: A Multi-scale Perspective. Väitöskirja. Idahon yliopisto, College of Graduate Studies, Natural Resources.
- Martikainen P., Kaila L. & Haila Y. 1998. Threatened beetles in white-backed woodpecker habitats. *Conserv. Biol.* 12: 293–301.
- Martin T. E. 2014. Consequences of habitat change and resource selection specialization for population limitation in cavity-nesting birds. *J. Appl Ecol.* 52: 475–485.
- Matsuoka S. 2000. A method to measure the hardness of wood in standing woodpecker nesting trees. *Jap. J. Ornithol.* 49(3): 151–155.
- Matsuoka S. 2008. Wood hardness in nest trees of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*. *Ornithol Sci.* 7: 59–66.
- Matsuoka S. 2010. Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* detect variation in wood hardness before excavating nest holes. *Ornithol Sci* 9: 67–74.
- Mattila U. 2005. Probability models for pine twisting rust (*Melampsora pinitorqua*) damage in Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands in Finland. *For. Path.* 35: 9–21.
- Mazgajski T. D. & Rejt L. 2006. The effect of forest patch size on the breeding biology of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*. *Ann. Zool. Fennici* 43: 211–220.
- Muller K. L., Stamps J. A., Krishnan V. V. & Willits N. H. 1997. The Effects Of Conspecific Attraction And Habitat Quality On Habitat Selection In Territorial Birds (*Troglodytes Aedon*). *Am. Nat.* 150: 650–661.

- Niemelä T. & Kotiranta H. 1982. Polypore survey of Finland 2. The genus *Phellinus*. *Karstenia*. 22: 27–42.
- Niemelä T. 2016. *Suomen käävät*. Finnish Museum of Natural History LUOMUS, Helsinki.
- Norros V., Karhu E., Nordén J., Vähätalo A. & Ovaskainen O. 2015. Spore sensitivity to sunlight and freezing can restrict dispersal in wood-decay fungi. *Ecol. Evol.* 5: 3312–3326.
- Oldén A., Ovaskainen O., Kotiaho J., Laaka-Lindberg S. & Halme P. 2014. Bryophyte Species Richness on Retention Aspens Recovers in Time but Community Structure Does Not. *PLoS One*. 9, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093786>.
- Pakkala T., Tiainen J. & Kouki J. 2017. The importance of nesting cavity and tree reuse in the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* in dynamic forest landscapes. *Ann. Zool. Fennici*. 54: 175–191.
- Pakkala T., Tiainen J., Pakkala H., Piha M. & Kouki J. 2020. Nest tree characteristics of Grey-headed Woodpeckers (*Picus canus*) in boreal forests. *Ornis Fenn.* 97: 89–100.
- Parejo D., Oro D. & Danchin E. 2006. Testing habitat copying in breeding habitat selection in a species adapted to variable environments. *Ibis*. 148: 146–154.
- Roberge J., Mikusiński G. & Svensson S. 2008. The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? *Biodivers. Conserv.* 17: 2479–2494.
- Rogers P. C., Pinno B. D., Šebesta J., Albrechtsen B. R., Li G., Ivanova N., Kusbach A., Kuuluvainen T., Landhäusser S. M., Liu H., Myking T., Pulkkinen P., Wen Z. & Kulakowski D. 2020. A global view of aspen: Conservation science for widespread keystone systems. *Glob. Ecol. Conserv.* 21, e00828, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00828>.
- Rosenvald R. & Lohmus A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For. Ecol. Manag.* 255: 1–15.
- Rosenvald R., Lohmus A. & Kiviste A. 2008. Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. *Can. J. For. Res.* 38: 2616–2625.
- Rosenvald R., Lohmus P., Rannap R., Remm L., Rosenvald K., Runnel K., Lohmus A. 2019. Assessing long-term effectiveness of green-tree retention. *For. Ecol. Manag.* 448: 543–548.
- Runnel K., Rosenvald R. & Lohmus A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: Different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biol. Conserv.* 159: 187–196.

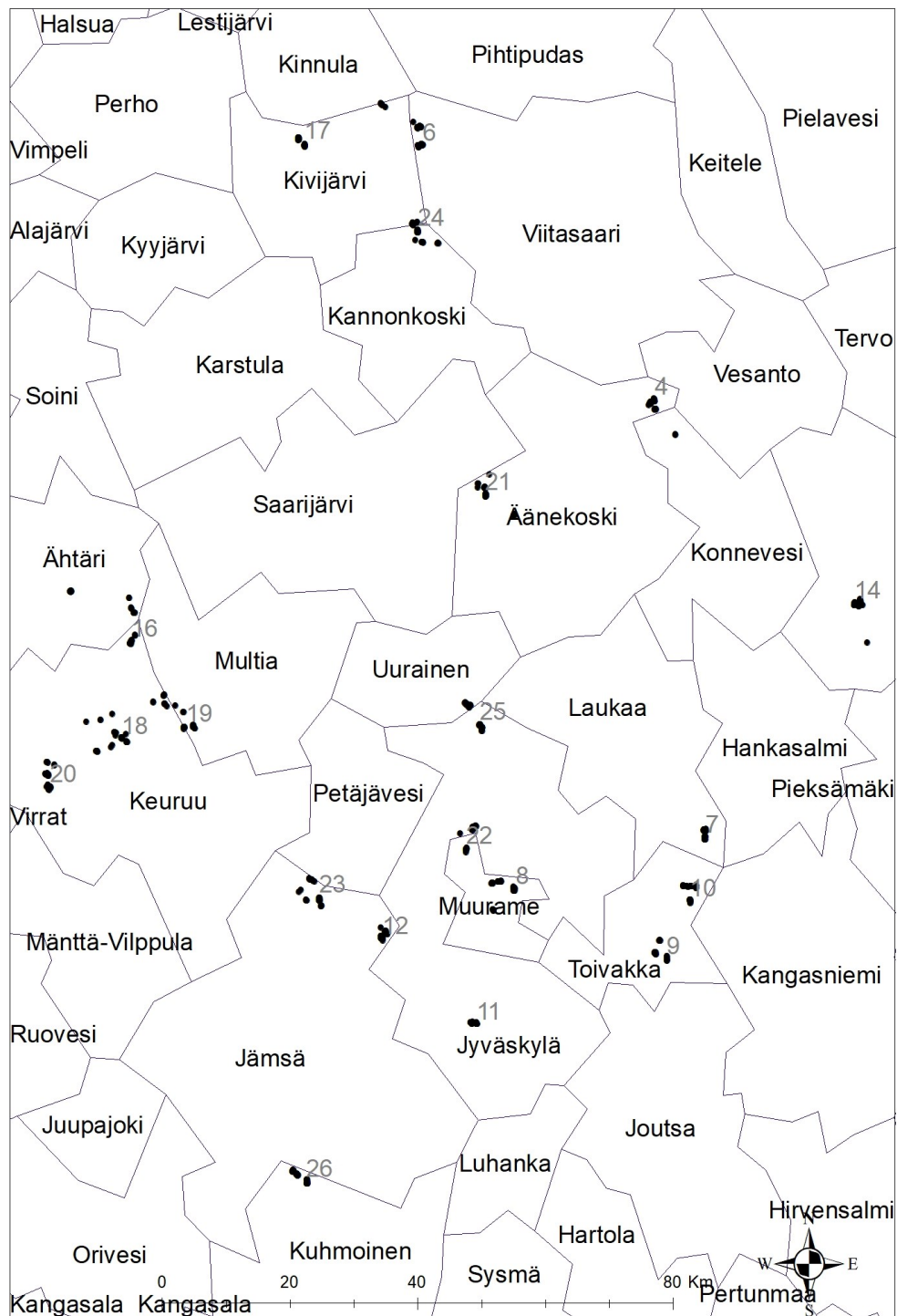
- Salvachúa D., Karp E. M., Nimlos C. T., Vardon D. R. & Beckham G. T. 2015. Green Chem. Towards lignin consolidated bioprocessing: simultaneous lignin depolymerization and product generation by bacteria. *Green Chem.* 17: 4951–4967.
- Šavrak A., Remm L. & Lohmus A. 2019. Retention trees can benefit biodiversity without significant long-term reduction in stand regeneration in Estonian mixed forests. *Eur. J. For. Res.* 138: 513–525.
- Schepps J., Lohr S. & Martin T. E. 1999. Does tree hardness influence nest-tree selection by primary cavity nesters? *Auk* 116(3): 658–665.
- Specht H., St-Louis V., Gratto-Trevor C. L., Koper N., Skaggs C. G., Ronningen T. & Arnold T. W. 2020. Habitat selection and nest survival in two Great Plains shorebirds. *Avian Conserv. Ecol.* 15(1): 3. <https://doi.org/10.5751/ACE-01487-150103>.
- Stauffer D. F. & Best L. B. 1982. Nest-site selection by cavity-nesting birds of riparian habitats in Iowa. *Wilson Bull.* 94(3): 329–337.
- Suomen lajitietokeskus 2023. Laji.fi. <https://laji.fi> (luettu 14.3.2023)
- Söderström B. 2009. Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *For. Ecol. Manag.* 257: 215–222.
- Tao W., Jia-fu H., Zhen-biao J., Jun-bao W. & You-qing L. 2008. Nest-cavity characteristics of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* in shelter plantations of west Inner Mongolia. *For. Stud. China.* 10(1): 36–40.
- Tatarintsev A. I. & Mikhaylov P. V. 2022. Diseases of *Populus tremula* L. in the subtaiga forests of the Yenisei Siberia: pathogens and their impact. *Earth. Environ. Sci.* 981, 042072, <https://doi.org/10.1088/1755-1315/981/4/042072>.
- Tomasevic J. A. & Marzluff J. M. 2018. Space use of suburban pileated woodpeckers (*Dryocopus pileatus*): insights on the relationship between home range, core areas, and territory. *Oecologia* 187: 15–23.
- Urgenson L. S., Halpern C. B. & Anderson P. D. 2013. Level and pattern of overstory retention influence rates and forms of tree mortality in mature, coniferous forests of the Pacific Northwest, USA. *For. Ecol. Manag.* 308: 116–127.
- Valkama J., Korpimäki E. & Tolonen P. 1995. Habitat utilization, diet and reproductive success in the Kestrel in a temporally and spatially heterogeneous environment. *Ornis Fenn.* 72: 49–61.
- Vehmas M., Kouki J. & Eerikäinen K. 2008. Long-term spatio-temporal dynamics and historical continuity of European aspen (*Populus tremula* L.) stands in the Koli National Park, eastern Finland. *Int. J. For. Res.* 82: 135–148.
- Virkkala R. 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Ann. Zool. Fennici* 43: 82–85.

- Wikström C. 1976. The occurrence of *Phellinus tremulae* (Bond.) Bond and Borisov as a primary parasite in *Populus tremula* L. *Eur. J. For. Path.* 6: 321–328.
- Worrell R. 1995. European aspen (*Populus tremula* L.): a review with particular reference to Scotland I. Distribution, ecology and genetic variation. *Int. J. For. Res.* 68: 93–105.

LIITE 1 LUONNONMETSÄALUEIDEN TIEDOT JA KARTTA TUTKIMUSKOHTEIDEN SIJAINNEISTA

Liite 1A. Kokoomataulukko kaikista luonnonmetsäalueista.			
Alueen numero	Alueen nimi	Sijainti	Pinta-ala (ha)
1	Hirvijärvi	Hirvijärvi	9,0
2	Hitonhauta	Laukaa	18,0
3	Koskenvuori	Jyväskylä	15,0
4	Listonniemi	Äänekoski	11,1
5	Kusiaismäki	Saarijärvi	26,7
6	Ruokomäki	Viitasaari	42,4
7	Teerikangas	Laukaa	24,5
8	Partastenmäet	Muurame	28,5
9	Vuorilampi	Toivakka	43,9
10	Tussarinvuori	Toivakka	31,4
11	Kiviönniemi	Jyväskylä	15,9
12	Jousmäki	Jämsä	21,8
13	Ronsunmäki	Jämsä	9,0
14	Pikku-Kalaja	Konnevesi	36,1
15	Kytömurronsuo	Konnevesi	22,6
16	Hirvijärvi	Multia	56,6
17	Aittosuonlehto	Kivijärvi	38,8
18	Siipikangas	Keuruu	28,7
19	Karjovuori	Multia	36,3
20	Raiskin metsät	Multia	29,8
21	Myllykankaan metsä	Äänekoski	15,9
22	Tikkamäki	Jyväskylä	46,3
23	Hallinmäki	Jämsä	60,3
24	Koivuvuori	Kivijärvi	37,5
25	Syväojanmäki	Uurainen	27,8
26	Rajala	Jämsä	25,2

Liite 1B. Kartta tutkimuskohteista. Kohteen numero harmaalla ja haapojen paikkatiedot mustalla ympyrällä merkittynä.



LIITE 2 TOISEEN ANALYYSIIN VALITTAVANA OLLEET MALLIT JA NIIDEN AIC-ARVOT

Liite 2. Toiseen analyysiin valittavana olleet mallit. Malli = mallin nimi, K = mallin sisältävien parametrien määrä, AICc = mallin AICc arvo, Delta_AICc = mallin delta-AIC arvo, AICcWt = AICc painotus, joka kuvaa mallin kykyä selittää aineistoa muihin malleihin verrattuna, Cum. Wt = AICc painojen summa, LL = log-likelihood, joka kuvaa mallin selittävyys todennäköisyyttä dataan verrattuna. Aineistoa eniten selittävä malli lihavoituna.

Malli	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
negbinz	8	1425,3	0,00	0,86	0,86	-704,54
genpoisz	8	1429,0	3,75	0,13	1,00	-706,41
negbinz2	8	1436,9	11,64	0,00	1,00	-710,36
truncatedbinom2	8	1439,4	14,16	0,00	1,00	-711,62
truncatedbinom	8	1440,0	14,70	0,00	1,00	-711,89
genpoistrunc	8	1440,0	14,73	0,00	1,00	-711,90
negbin	5	1444,1	18,80	0,00	1,00	-716,99
genpois	5	1468,3	43,02	0,00	1,00	-729,10
negbin2	5	1489,5	64,19	0,00	1,00	-739,69
zeropoisson	7	1526,7	101,44	0,00	1,00	-756,28
truncatedpoisson	7	1529,9	104,59	0,00	1,00	-757,85
poisson	4	2396,8	971,56	0,00	1,00	- 1194,38

LIITE 3 LINEAARISTEN MALLIEN TULOKSET

Liite 3A. Binomiaalinen malli, jossa tikan pesäkolojen esiintymistä verrataan talous- ja luonnonmetsissä haavan keksitettyyn läpimittaan (keskitetty_läpimitta) ja haavankäävän esiintymiseen (käävän_esiintyminen1) sekä interaktioon haavankäävän esiintymisen ja läpimitan välillä (käävän_esiintyminen1: keskitetty_läpimitta). Nollakohtana (Intercept) haavat, joissa ei esiinny haavankääpää. Tutkimuskohteen numero (location_id) toimii satunnaisvaikutuksena. Luottamusväli (CI) on 95 %. (σ^2) on jäännösvarianssi.

<i>Predictors</i>	pesäkolojen_esiintyminen		
	<i>Odds Ratios</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	0,04 ***	0,03–0,07	<0,001
keskitetty_läpimitta	1,10 ***	1,06–1,14	<0,001
käävän_esiintyminen1	6,39 ***	3,55–11,50	<0,001
käävän_esiintyminen1: keskitetty_läpimitta	0,93 **	0,88–0,97	0,001
Random Effects			
σ^2	3,29		
τ_{00} location_id	0,36		
ICC	0,10		
N _{location_id}	20		
Observations	789		
Marginal R ² / Conditional R ²	0,265 / 0,336		

* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,001$

Liite 3B. Binomiaalinen malli, jossa tikan pesäkolojen esiintymistä verrataan luonnonmetsissä haavan keksitettyyn läpimittaan (keskitetty_läpimitta) ja haavankäävän esiintymiseen (käävän_esiintyminen1) sekä interaktioon haavankäävän esiintymisen ja läpimitan välillä (käävän_esiintyminen1: keskitetty_läpimitta). Nollakohtana (Intercept) haavat, joissa ei esiinny haavankääpää. Tutkimuskohteen numero (location_id) toimii satunnaisvaikutuksena. Luottamusväli (CI) on 95 %. (σ^2) on jäännösvarianssi.

pesäkolojen_esiintyminen			
<i>Predictors</i>	<i>Odds Ratios</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	0,03 ***	0,01–0,07	<0,001
keskitetty_läpimitta	1,05	0.99–1.11	0,137
käävän_esiintyminen1	5,41 ***	2.24–13.04	<0,001
käävän_esiintyminen1: keskitetty_läpimitta	0,97	0,91–1,05	0,457
Random Effects			
σ^2	3,29		
τ_{00} location_id	0,44		
ICC	0,12		
N location_id	20		
Observations	392		
Marginal R ² / Conditional R ²	0,196 / 0,291		

* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,001$

Liite 3C. Negatiivinen binomiaalinen malli, jossa haavankäävän itiöemien määrää verrataan haavan keskitettyyn läpimittaan (keskitetty_läpimitta) luonnon- (L) ja talousmetsien (T) välillä. Nollakohtana (Intercept) luonnonmetsien haavat. Tutkimuskohteen numero (location_id) toimii satunnaisvaikutuksena. Luottamusväli (CI) on 95 %. (σ^2) on jäännösvarianssi. Mallissa on zero-inflated osa, joka näyttää rakenteellisten nollatapauksien määrän.

<i>Predictors</i>	itiöemien_määrä		
	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>CI</i>	<i>P</i>
Count Model			
(Intercept)	2,49 ***	1,60–3,87	<0,001
keskitetty_läpimitta	1,02	1,00–1,03	0,054
L	<i>Reference</i>		
T	0,35 **	0,16–0,75	0,007
Zero-Inflated Model			
(Intercept)	1,12	0,69–1,83	0,640
T	3,21 *	1.29–8.00	0.012
keskitetty_läpimitta	0,95 ***	0,92–0,97	<0,001
Random Effects			
σ^2	1,00		
τ_{00} location_id	0,39		
ICC	0,28		
N location_id	20		
Observations	789		
Marginal R ² / Conditional R ²	0,176 / 0,407		
* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,001$			