

Talousmetsien luonnonhoidon tehostamisen vaihtoehdot

Minna Rätty, Matti Koivula, Sirpa Piirainen, Kari T. Korhonen, Emmi Haltia, Sari Pynnönen, Esa-Jussi Viitala, Riitta Raatikainen, Markku Granander, Sanna Kotiharju, Tiina M. Nieminen, Leena Hamberg, Aku Korhonen, Pauliina Louhi, Sakari Tuominen, Juha Siitonen, Artti Juutinen, Jarkko Partanen

VALTIONEUVOSTON SELVITYS- JA
TUTKIMUSTOIMINNAN JULKAISUSARJA 2022:67

tietokayttoon.fi

Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2022:67

Talousmetsien luonnonhoidon tehostamisen vaihtoehdot

Minna Rätty, Matti Koivula, Sirpa Piirainen, Kari T. Korhonen,
Emmi Haltia, Sari Pynnönen, Esa-Jussi Viitala, Riitta
Raatikainen, Markku Granander, Sanna Kotiharju, Tiina M.
Nieminen, Leena Hamberg, Aku Korhonen, Pauliina Louhi,
Sakari Tuominen, Juha Siitonen, Artti Juutinen, Jarkko
Partanen

Valtioneuvoston kanslia Helsinki 2022

Julkaisujen jakelu

Distribution av publikationer

**Valtioneuvoston
julkaisuarkisto Valto**

Publikations-
arkivet Valto

julkaisut.valtioneuvosto.fi

Julkaisumyynti

Beställningar av publikationer

**Valtioneuvoston
verkkokirjakauppa**

Statsrådets
nätbokhandel

vnjulkaisumyynti.fi

Valtioneuvoston kanslia

CC BY-ND 4.0

ISBN pdf: 978-952-383-224-4

ISSN pdf: 2342-6799

Taitto Valtioneuvoston hallintoyksikkö, Julkaisutuotanto

Helsinki 2022

Talousmetsien luonnonhoidon tehostamisen vaihtoehdot

Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2022:67

Kustantaja Valtioneuvoston kanslia

Tekijä/t Minna Rätty, Matti Koivula, Sirpa Piirainen, Kari T. Korhonen, Emmi Haltia, Sari Pynnönen, Esa-Jussi Viitala, Riitta Raatikainen, Markku Granander, Sanna Kotiharju, Tiina M. Nieminen, Leena Hamberg, Aku Korhonen, Pauliina Louhi, Sakari Tuominen, Juha Siitonen, Artti Juutinen, Jarkko Partanen

Kieli suomi **Sivumäärä** 197

Tiivistelmä Talousmetsien luonnonhoito on yleisnimitys toimille, joilla toteutetaan yleensä samanaikaisesti puuntuotannolle rinnakkaisia luonnon monimuotoisuutta tukevia toimenpiteitä metsänkäsittelyssä. Talousmetsien luonnonhoidon keinovalikoima on laaja. Osa toimista on lähes maksuttomia metsänomistajalle mutta toiset merkittäviä kustannuksiltaan.

Luonnonhoitoa metsien käsittelyn yhteydessä olisi mahdollista tehostaa nykyisestä. Kytkeytyneisyyden ja alueellisten ominaispiirteiden huomiointi luonnonhoidon toimien suunnittelussa ja toteuttamisessa lisäävät luonnonhoidon toimien vaikuttavuutta. Kaikkiaan tehostaminen edellyttää luonnonhoidon laaja-alaista huomioimista metsäalan koko toimintakentässä. Luonnonhoidon lainsäädännön, ohjeistuksen ja kannustimien tulisi tukea metsänomistajia ja metsäalan operatiivisia toimijoita heidän jokapäiväisessä työssään ja päätöksenteossa.

Uusia toimintamalleja tulisi kehittää ja testata. Luonnonhoidon ekologinen, sosiaalinen ja taloudellinen vaikuttavuus tehdään näkyväksi hyvin valituilla mittareilla ja seurannalla. Uutta tutkimustietoa luonnonhoidon vaikuttavuudesta saadaan ja tarvitaan meneillään olevista pitkäkestoisista tutkimusarjoista.

Klausuuli Tämä julkaisu on toteutettu osana valtioneuvoston selvitys- ja tutkimussuunnitelman toimeenpanoa.(tietokayttoon.fi) Julkaisun sisällöstä vastaavat tiedon tuottajat, eikä tekstisisältö välttämättä edusta valtioneuvoston näkemystä.

Asiasanat tutkimus, tutkimustoiminta, talousmetsät, luonnonhoito, metsänomistajat, kannustimet, skenaariot, luonnon monimuotoisuus, kustannustehokkuus, vaikuttavuus
<https://finto.fi/juho/fi/>

ISBN PDF 978-952-383-224-4

ISSN PDF 2342-6799

Julkaisun osoite <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-224-4>

Alternativ för rationalisering av naturvården i ekonomiskogar

Publikationsserie för statsrådets utrednings- och forskningsverksamhet 2022:67

Utgivare Statsrådets kansli

Författare Minna Rätty, Matti Koivula, Sirpa Piirainen, Kari T. Korhonen, Emmi Haltia, Sari Pynnönen, Esa-Jussi Viitala, Riitta Raatikainen, Markku Granander, Sanna Kotiharju, Tiina M. Nieminen, Leena Hamberg, Aku Korhonen, Pauliina Louhi, Sakari Tuominen, Juha Siitonen, Artti Juutinen, Jarkko Partanen

Språk finska **Sidantal** 197

Referat Naturvård i ekonomiskogar är en allmän benämning för åtgärder som stödjer den biologiska mångfalden i skogarna vid sidan av virkesproduktionen. Utbud av naturvårdsåtgärder för ekonomiskogar är brett. Vissa av dessa åtgärder medför nästan inga kostnader för skogsägaren, medan andra har betydande kostnader.

Det är möjligt att bidra till naturvården i samband med skötseln av skogen. Hänsyn till ekologisk konnektivitet och regionala särdrag vid planeringen och genomförandet av naturvård kan göra naturvårdsarbetet effektivare. Överlag krävs för effektiviseringen att naturvården beaktas genomgående inom hela skogssektorn. Naturvårdslagstiftningen, rekommendationerna för skogsvård samt incitamenten ska stödja skogsägarna och skogsbrukarna i det dagliga arbetet och beslutsfattandet.

Nya verksamhetsmodeller bör utvecklas och testas. Naturvårdens ekologiska, sociala och ekonomiska konsekvenser synliggörs med väl valda indikatorer och med uppföljning. Nya forskningsrön om naturvårdens effektivitet erhålls och behövs från pågående långtidsforskning.

Klausul Den här publikation är en del i genomförandet av statsrådets utrednings- och forskningsplan.(tietokaytoon.fi) De som producerar informationen ansvarar för innehållet i publikationen. Textinnehållet återspeglar inte nödvändigtvis statsrådets ståndpunkt.

Nyckelord forskning, forskningsverksamhet, ekonomiskogar, naturvård, skogsägare, incitament, scenarier, biologisk mångfald, kostnadseffektivitet, verkningfullhet <https://finto.fi/juho/fi/>

ISBN PDF 978-952-383-224-4

ISSN PDF 2342-6799

URN-adress <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-224-4>

Means to enhance nature management of commercial forests

Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 2022:67

Publisher	Prime Minister's Office		
Author(s)	Minna Rätty, Matti Koivula, Sirpa Piirainen, Kari T. Korhonen, Emmi Haltia, Sari Pynnönen, Esa-Jussi Viitala, Riitta Raatikainen, Markku Granander, Sanna Kotiharju, Tiina M. Nieminen, Leena Hamberg, Aku Korhonen, Pauliina Louhi, Sakari Tuominen, Juha Siitonen, Artti Juutinen, Jarkko Partanen		
Language	Finnish	Pages	197
Abstract	<p>Nature management of commercial forests is a general name for (management) activities that support biodiversity alongside wood production. There is an extensive range of nature management methods for commercial forests. Some of them are almost free for the forest owner, but others have significant costs.</p> <p>Enhancing nature management in connection with forest management is possible in the current situation. Considering connectivity and regional forest characteristics while planning and implementing nature management would increase their efficacy. In summary, rationalisation requires the consideration of nature management in all the forestry sector's operations. Nature management legislation, guidelines, and incentives should support forest owners and forest operators in their everyday work and decision making.</p> <p>New operational models should be developed and tested. The ecological, social, and economic effectiveness of nature management is made visible with well-chosen measures and monitoring. New research information on the efficacy of nature management is obtained and needed from ongoing long-term empirical research series.</p>		
Provision	This publication is part of the implementation of the Government Plan for Analysis, Assessment and Research. (tietokayttoon.fi) The content is the responsibility of the producers of the information and does not necessarily represent the view of the Government.		
Keywords	research, research activities, commercial forests, nature management, forest owners, incentives, scenarios, natural diversity, cost effectiveness, efficacy https://finto.fi/juho/fi/		
ISBN PDF	978-952-383-224-4	ISSN PDF	2342-6799
URN-address	https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-224-4		

Sisältö

1	Johdanto	11
1.1	Taustaa	11
1.2	LUONTEVA-hankkeen tarkastelukehikko	11
2	Taloustmetsien luonnonhoidon ekologinen toimivuus ja nykytila	13
2.1	Tavoite 1: Luonnonhoidon hyödyllisyys lajistolle	13
2.1.1	Metsikkötason lajistovaikutukset	14
2.1.1.1	Arvokkaiden luontokohteiden säilyttäminen	15
2.1.1.2	Elävien säästöpuiden jättäminen	17
2.1.1.3	Lahopuun säästäminen ja tuottaminen	19
2.1.1.4	Suojakaistojen jättäminen ja reunavaikutus	22
2.1.1.5	Lehtipuiden suosiminen	22
2.1.1.6	Kulutus	23
2.1.1.7	Riistatihekköjen säilyttäminen ja metsän kerroksellisuuden lisääminen	25
2.1.1.8	Luonnonhoito turvemilla	26
2.1.2	Maisematason lajistovaikutukset	27
2.1.2.1	Puustoikäluokat ja sekapuustoisuus	27
2.1.2.2	Elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyys	30
2.1.2.3	Luonnonhoitotoimen onnistumisen riippuvuus ympäröivän alueen puustorakenteista	32
2.1.3	Metsäympäristöjen pienvedet	34
2.1.3.1	Suojavyöhykkeiden merkitys vesistöille	34
2.1.3.2	Lehtipuiden suosiminen erityisesti suojavyöhykkeillä	35
2.1.3.3	Suojavyöhykkeiden leveys	36
2.1.3.4	Säästöpuut ja kuolleen puun säästäminen	37
2.1.3.5	Vaellusyhteyden huomioiminen metsäteiden ylläpidossa	38

2.2	Tavoite 2: Luonnonhoito talousmetsissä: näkökohtia metsänhoidon suosituksista ja luonnonhoito-ohjeista	38
2.2.1	Kaikissa talousmetsissä toteutettavissa olevat luonnonhoidon keinot	39
2.2.2	Luontokohteet ja luontoarvojen ylläpitämistä painottava metsätalous (closer-to-nature-forestry)	41
2.2.3	Vapaaehtoinen ja lakisääteinen luonnonhoito	42
2.2.4	Luonnonhoito-ohjeiden puutteita	42
2.3	Tavoite 3: Ulkoilukäytön ja talousmetsien luonnonhoidon yhteensovittamisen mahdollisuudet	43

3 Metsien paikkatietoanalyysi 49

3.1	Tausta ja tavoite	49
3.2	Aineistot ja menetelmät	50
3.2.1	Aineistot	50
3.2.2	Metsien laatuindeksi	51
3.2.3	Kytkeytyvyysanalyysi	53
3.3	Tulokset ja tulosten tarkastelu	54
3.3.1	Metsien laatuindeksi	54
3.3.1.1	Maakuntien väliset erot	54
3.3.1.2	Maakuntien väliset erot kun suojelualueet huomioidaan	59
3.3.1.3	Maakuntien väliset erot kun potentiaaliset vesistöjen ja virtavesiuomien suojavyöhykkeet huomioidaan	60
3.3.2	Kytkeytyvyysanalyysi	62
3.3.2.1	Kytkeytyvyys laatuindeksioinnin pohjalta	62
3.3.2.2	Vesistöjen ja virtavesiuomien suojavyöhykkeiden sekä suojelun vaikutus metsien kytkeytyvyyteen	64
3.4	Johtopäätökset	68

4	Skenaarioanalyysi metsien luonnonhoidon keinojen monimuotoisuus- ja taloudellisista vaikutuksista	69
4.1	Skenaarioanalyysiin tavoitteet ja simulointimallin kuvaus	69
4.1.1	Skenaarioanalyysin tavoitteet.....	69
4.1.2	EFDM:n (European Forestry Dynamics Model) yleiskuvaus ja asetelman vertautuminen aiempiin EFDM-simulointeihin.....	70
4.1.2.1	Skenaarioissa sovellettavien metsänkäsittelykategorioiden ja toimenpiteiden tarkempi kuvaus.....	72
4.2	Skenaarioanalyysin aineisto ja menetelmät	73
4.2.1	Lähtöaineiston valmistelut	73
4.2.2	Luonnonhoitotoimia toteuttavat skenaariot.....	75
4.2.3	Skenaarioiden vertailussa käytettävät tunnuksset	76
4.2.4	Skenaarioiden yhdistäminen ja tunnusluvut	77
4.3	Tulokset.....	80
4.3.1	Luonnonhoitotoimia toteuttavat skenaariot.....	80
4.3.2	Skenaarioiden toimien yhdistäminen.....	90
4.4	Yhteenveto ja johtopäätökset	96
5	Mittarit ja indikaattorit	99
5.1	Indikaattorit luonnonhoidon seurantaan	99
5.2	Luonnonhoidon tilastointi suuraluetasolla	100
5.2.1	EU-politiikoista johdetut indikaattorit.....	100
5.2.2	Työpajan tulokset	104
5.3	Päätelmät	105
6	Luonnonhoidon tehostamisen ja lisäämisen mahdollisuudet.....	106
6.1	Menetelmät ja aineisto	106
6.2	Metsänomistajille tehty kyselytutkimus.....	106
6.2.1	Kyselyn tavoitteet, toteutus ja aineisto	106
6.2.2	Kyselyn tulokset.....	109
6.2.2.1	Vastaajien jakautuminen tavoiteryhmiin.....	109
6.2.2.2	Säästöpuut.....	114
6.2.2.3	Vesien suojavyöhykkeet.....	118
6.2.2.4	Luonnonhoitoon kannustavat asiat	120
6.2.2.5	Metsäammattilaisten rooli ja päätöksenteon tuki	122

6.3	Työpajat	129
6.3.1	Työpajojen toteutus	130
6.3.2	Työpajojen tulokset.....	131
6.4	Kannustimet	132
6.4.1	Luonnonhoidon taloudelliset kannustimet	132
6.4.2	Yksityismetsien luonnonhoito Helmi-ohjelmassa.....	137
6.5	Johtopäätöksiä luonnonhoidon lisäämisen mahdollisuuksista	139
7	Yhteenveto ja johtopäätökset.....	142
7.1	Kirjallisuuskatsauksen pääkohdat	142
7.2	Metsien paikkatietoanalyysi.....	143
7.3	Metsien skenaarioanalyysi	143
7.4	Kannustejärjestelmä, kustannukset ja vaikuttavuus.....	144
7.5	Metsänomistajien ja metsäammattilaisten näkemyksiä luonnonhoidosta	146
7.6	Johtopäätökset.....	146
	Liitteet.....	148
	Lähteet.....	162

LUKIJALLE

Tämä julkaisu on valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnalla rahoitetun Talousmetsien luonnonhoidon tehostamisen vaihtoehdot -tutkimushankkeen, lyhemmin LUONTEVA-hankkeen, loppuraportti. Loppuraportti tarjoaa tiiviin paketin luonnonhoidon vaihtoehdoista olemassa olevasta tiedosta ja kartoittaa mahdollisuuksia tehostaa luonnonhoitoa talousmetsissä. Selvityksessä ehdotetaan seurantamenetelmiä ja kannustimia luonnonhoidolle sekä haetaan tapoja saada luonnonhoitoa yhä paremmin metsänomistajien ja metsäalan toimijoiden tietoisuuteen ja osaksi arkipäivän toimintaa.

Hanke toteutettiin vuosina 2021-2022 Luonnonvarakeskuksen (Luke) ja Suomen metsäkeskuksen (SMK) yhteistyönä. Hankkeeseen osallistui kaikkiaan 18 tutkijaa ja asiantuntijaa näistä organisaatioita. Heidän osaamisensa kattoi aihepiirin laaja-alaisesti ja mahdollisti aihepiirin tarkastelun eri näkökulmista. Hankekonsortiota johti Minna Rätty (Luke).

Hankkeen ohjausryhmässä oli sekä maa- ja metsätalousministeriön että ympäristöministeriön edustajia. Ohjausryhmän puheenjohtajana toimi Katja Matveinen (MMM) ja muina jäseninä olivat Maarit Loiskekoski (YM), Esa Pynnönen (YM), Satu Rantala (MMM) ja Ville Schildt (MMM). Kiitämme ohjausryhmän jäseniä hyvästä yhteistyöstä hankkeen aikana ja asiantuntevasta hankkeen ohjauksesta.

Tutkimuskonsortion puolesta

Minna Rätty (Luke) ja Markku Granander (SMK)

1 Johdanto

1.1 Taustaa

Taloustmetsien luonnonhoito on yleisnimitys toimille, joilla toteutetaan puuntuotannolle rinnakkaisia luonnon monimuotoisuutta tukevia tavoitteita metsänkäsittelyssä (Saaristo ja Vanhatalo 2019). Taloustmetsien luonnonhoitoa on pyritty toteuttamaan yksityismetsissä kattavasti vuodesta 1994 alkaen ja seurattu vuodesta 1995 alkaen. Luonnonhoito on perustunut metsänhoidon suosituksiin ja erillisiin luonnonhoidon suosituksiin sekä metsäsertifiointijärjestelmien (PEFC, FSC) kriteereihin. Luonnonhoidon suosituksia on päivitetty noin viiden vuoden välein; uusimmat suositukset ovat vuodelta 2019 (Saaristo ja Vanhatalo 2019).

Luonnonhoidon tavoitteiden toteutumista on seurattu vuosittain aluksi Tapion ja nykyisin Metsäkeskuksen koordinoiman luonnonhoidon laadun arvioinnin avulla. Tulosten perusteella luonnonhoidon eri osa-alueiden (luontokohteet, säästöpuusto, lahopuusto, vesistöjen suojavyöhykkeet) toteutus on pysynyt suunnilleen samalla tasolla tai laskeutunut verrattuna 2000-luvun keskimääräiseen tasoon (Siitonen ym. 2020).

Luonnonhoidon tehostamisen tarve on laajalti tunnistettu, ja luonnonhoitoon on pyritty panostamaan esimerkiksi Monimetsä-hankkeen toimijoille ja metsänomistajille suunnattujen koulutusten avulla. Metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen kustannustehokkuutta voidaan todennäköisesti lisätä, kun luonnonhoito toteutetaan metsänomistajalähtöisesti ja keskittyen kohteille, joilla siihen on parhaat edellytykset (Kärkkäinen ym. 2021). Myös luonnonhoidon toteutumisen indikaattoreita ja niiden seuranta sekä tilastointia tulisi kehittää (Kärkkäinen ym. 2021).

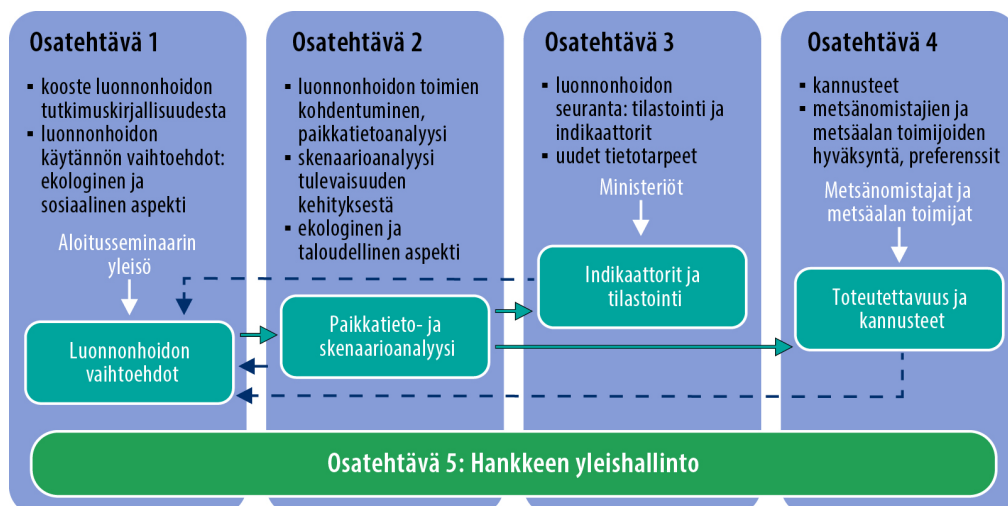
1.2 LUONTEVA-hankkeen tarkastelukehikko

Hankkeessa lähdettiin taloustmetsien luonnonhoidon nykytilasta ja tuotettiin sen pohjalta uutta tietoa taloustmetsien luonnonhoidon vaihtoehtoista ja toteuttamismahdollisuuksista sekä niiden kustannus-, monimuotoisuus- ja sosiaalisista vaikutuksista. Lisäksi haettiin tehokkaimpia vaihtoehtoja luonnonhoidon toimien arkipäivän toimintaan jalkauttamiseksi ja seurannan järjestämiseksi.

Hanke järjestettiin osatehtäviin, jotka tuottivat toisilleen tietoa tutkittavaksi ja keskustelivat keskenään. Lopputulos muodostui osatehtävien tuloksista. Hankkeen osatehtävissä vastattiin mm. seuraaviin kysymyksiin (Kuvio 1):

1. Kirjallisuuskatsaus: Mikä on talousmetsien luonnonhoidon nykytilanne? Minkälaisia uusia luonnonhoidon vaihtoehtoja nykytilanteen pohjalta voidaan ottaa lähempään tarkasteluun tässä hankkeessa?
2. Paikkatietoanalyysi: Onko metsien tilassa eri puolilla Suomea eroja kaukokartoituksen pohjalta analysoituna? Tulisiko toimia kohdentaa jonnekin päin erityisesti?
3. Skenaarioanalyysi: Minkälaisia monimuotoisuusshyötyjä ja kustannuksia esitettyihin luonnonhoidon vaihtoehtoihin liittyy?
4. Seuranta ja indikaattorit: Miten talousmetsien luonnonhoidon seuranta voitaisiin järjestää? Minkälaisia luonnonhoidon eri toimenpiteisiin liitettäviä indikaattoreita tai laadullisia seurantakeinoja voisi soveltaa?
5. Metsänomistajakysely ja työpajat metsäammattilaisille: Kuinka talousmetsien luonnonhoito saadaan jalkautettua? Minkälaista tietoa, koulutusta, kannustimia ja toimintaa tulisi kohdentaa metsänomistajille, metsätoimijoille ja viranomaisille, jotta tämän hankkeen tulokset ja voimassa olevat ehdotukset saadaan käytäntöön? Mitkä luonnonhoidon vaihtoehdot tuntuvat eri toimijaryhmistä toteutettavimmilta?

Kuvio 1. LUONTEVA-projektin jakautuminen osatehtäviin.



2 Talousmetsien luonnonhoidon ekologinen toimivuus ja nykytila

Osatehtävässä 1 vedetään yhteen luonnonhoitoa tarkasteleva ekologinen kirjallisuus metsikkö- ja aluetasolla. Lisäksi tarkastellaan luonnonhoidon suosituksien sekä Metsäkeskuksen ja Metsähallituksen luonnonhoito-ohjeiden sisältöä, ja hahmotellaan tutkimustiedon valossa virkistysarvojen ja luonnonhoidon yhteensovittamisen mahdollisuuksia. Tarkastelun ulkopuolelle jää avohakkuun vertailu pienaukko- ja poimintahakkuihin. Tämä rajaus tehtiin siksi, että näiden hakkuumenetelmien lajistovaikutuksia on hiljattain tarkasteltu pohjoiseurooppalaisesta näkökulmasta meta-analyysin keinoin (Savilaakso ym. 2021), ja lisäksi kuluvana vuonna julkaistiin jatkuvapeitteisen metsänkasvatuksen – jonka toteutuksessa pienaukko- ja poimintahakkuita käytetään – vaikutuksia monipuolisesti tarkastelevat Luontopaneelin ja Luonnonvarakeskuksen raportit (Peura ym. 2021, Routa & Huuskonen 2022).

Osatehtävässä 1 on kolme tavoitetta:

1. Kootaan luonnonhoidon keinoja käsittelevä pohjoismainen metsäekologinen tutkimuskirjallisuus ja tarjotaan niiden pohjalta luonnonhoitosuosituksia
2. Tarkastellaan monimuotoisuuden kannalta keskeisimpien luonnonhoidon toimien suuntaamisen käytännön vaihtoehtoja luonnonhoito-ohjeiden valossa
3. Tarkastellaan metsien esteettisiä ja virkistysarvoja tarkastelevan tutkimuskirjallisuuden valossa, missä ja miten suojelu- ja monikäyttötavoitteet ovat yhdistettävissä.

2.1 Tavoite 1: Luonnonhoidon hyödyllisyys lajistolle

Tarkastelemme seuraavassa luonnonhoitoa koskevaa ekologista tutkimusnäyttöä. Tarkastelussa ovat mukana keskeisimpinä pidetyt monimuotoisuutta edistävät luonnonhoitotoimet: arvokkaiden luontokohteiden säilyttäminen, elävien säästöpuiden jättäminen, lahoppuun säästäminen ja tuottaminen, suojakaistojen jättäminen ja reunavaikeus, lehtipuiden suosiminen, kulutus ja riistatiheikköjen säilyttäminen. Kuvailimme ensin toimien lajistovaikutukset metsikkötasolla (mittakaava noin 10 hehtaariin saakka), ja sen jälkeen tarkastelemme toimia soveltuvilta osin maisematasolla (mitta-

kaava sadoista tuhansiin hehtaareihin) ja kolmantena tarkastelemme – jälleen soveltuville osin – toimien vaikutuksia metsäalueiden pienvesien laatuun ja lajistoon. Tähänastinen empiirinen tutkimus painottuu monestakin syystä voimakkaasti metsikkötason vertailuihin, mikä näkyy myös alla olevassa tekstissä.

2.1.1 Metsikkötason lajistovaikutukset

Kokeelliseen pohjoismaiseen tutkimukseen perustuvissa uusimmissa katsauksissa selvitettiin tavanomaista korkeampien säästöpuumäärien ja näiden sijoittelun, lahoppuun säilyttämisen ja tuottamisen sekä kulutuksen vaikutuksia monimuotoisuuteen (Koivula & Vanha-Majamaa 2020, 2021). Tähänastinen tutkimus sekä uhanalaisarviot (esim. Hyvärinen ym. 2019) ovat osoittaneet, että uhanalaiselle metsälajistolle keskeisimpiä puuston rakennepiirteitä ovat järeä elävä ja kuollut puusto sekä havu-lehtipuusekoitus, mutta lajisto hyötyy myös tavanomaista leveämmistä suojakaistoista esimerkiksi puronvarsilla (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). LUONTEVA-hankkeen metsikkötason päätulokset on koottu alla infolaatikkoon. Seuraavassa käsittelemme näitä tuloksia tarkemmin.

TIIVISTELMÄ METSIKKÖTASOLLA TEHDYN LUONNONHOIDON KEINOJA TARKASTELEVAN TUTKIMUKSEN PÄÄTULOKSISTA.

- Valtaosa luonnonhoidon keinoja tarkastelevasta tutkimuksesta on tehty metsikkötasolla tai eri tavoin ja/tai eri aikoina käsitellyjä metsiköitä vertailemalla.
- Metsä- ja luonnonsuojelulakikohteet sekä talousmetsien luontokohteet ovat lajiston suojelulle tärkeitä, mutta niiden on oltava riittävän kokoisia turvatakseen lajistoa. Koska avomaastosta varttuneen tai vanhan metsän sisäosiin kohdistuva reunavaikutus ulottuu vähintään 25 m päähän reunasta, ovat alle hehtaarin avomaahan rajautuvat kohteet pääosin reunaympäristöä, jossa lajisto ja pienilmasto-olot ovat erilaisia kuin vanhan metsän ydinosaissa.
- Jo yksittäisten järeiden vanhojen puiden säästäminen on tärkeää erityisesti epifyyttijäkilille, mutta kuollessaan nämä puut myös ylläpitävät lahoppuujatkumoa.
- Kaiken kuolleen puun (myös kannot ja hakutähteet) säästäminen on halpa ja tehokas monimuotoisuuden tukemiskeino. Myös tekopökelöt hyödyttävät uhanalaisia kovakuoriaisia. Uhanalaista lahoppulajistoa esiintyy metsikössä säännöllisesti, kun lahoppuuta on vähintään noin 20 m³/ha, mikä jatkumona laskennallisesti edellyttää 60 m³/ha elävän puuston pysyvän säästämisen per päätehakkuu, mikäli tämä olisi yksinomainen lahoppuun tuottamiskeino. Lahoppuun monipuolisuus on lajiston kannalta lähes yhtä tärkeää kuin määrä.
- Laho- ja vanhat elävät puut ovat uhanalaiselle ja vaateliaalle lajistolle tärkeämpiä kuin hakkuutapa (olettaen poistettavan puuston määrä samaksi).

- Varttuneen metsän sisäosan tai metsäpuron lajisto ja pienilmasto vaativat 25–35 m suojavyyhykkeen tai säästöpuumetsiköt yli 0,5 ha koon (katso reunavaikutus edellä). Poimintahakkuu suojavyyhykkeellä haittaa osaa uhanalaisista lajeista.
- Vanhojen elävien ja toisaalta järeiden kuolleiden lehtipuiden määrien kasvattaminen on tärkeää, koska uhanalaisissa metsälajeissa on runsaasti niistä riippuvaisia lajeja. Lehtipuuston osuuden kasvattaminen hyödyttää useimpia eliöryhmiä, varsinkin putkilokasveja ja lintuja. Lehtometsissä havupuiden poimintahakkuut hyödyttävät lehtolajistoa, joiden joukossa on paljon uhanalaisia lajeja. Kohteilla, joilla kasvaa runsaasti haapaa, kannattaa säästää runsaasti eläviä vanhoja ja toisaalta kuolleita haapoja sekä pyrkiä näin turvaamaan haapajatkumoa.
- Hakkuutähteen tai säästöpuuston kulotuksella tuetaan metsänhoitoseikkojen ohella paahde- ja paloympäristöjen uhanalaisia lajeja sekä lahoppulajistoa. Näiden lajien kannalta pystyvuoston polttaminen on olennaisesti tehokkaampaa kuin hakkuutähteen polttaminen. Palo- ja lahoppulajiston auttamiseksi kulotuspinta-ala pitäisi yli kaksinkertaistaa nykytasosta keskittämällä nämä toimet palojatkumoaalueille.
- Pensaskerros ja alikasvos hyödyttävät metsäkanalintuja, mutta haittaavat epifyyttijäkälää. Ne voivat toisaalta lisätä metsän rakenteellista monipuolisuutta.
- Turvemaidilla ei juuri ole tutkittu luonnonhoidon tehokkuutta, mutta oletettavasti kangasmailla hyödyllisiksi todetut toimet hyödyttävät uhanalaista lajistoa turvemaidillakin.

2.1.1.1 Arvokkaiden luontokohteiden säilyttäminen

Suomessa luontokohde on yleisnimitys monimuotoisuuden kannalta arvokkaille elinympäristöille, jotka ovat ravinteisuudeltaan, topografialtaan, vesitaloudeltaan tai puuston rakenteeltaan tavanomaisesta talousmetsästä poikkeavia, yleensä pienialaisia kohteita (Saaristo ja Vanhatalo 2019). Luontokohteisiin luetaan metsä- ja luonnon-suojelulaeissa määritellyt elinympäristötyypit, sertifiointikriteerien perusteella turvattavat kohteet, muut määräaikaisesti tai pysyvästi suojellut kohteet, sekä sellaiset kohteet, jotka eivät täysin täytä mainittujen kohdeluokkien ehtoja, mutta joilla puuta tulisi korjata enintään varovaisin poimintahakkuuin.

Kaikki lehtoluontotyytit on todettu Suomen luontotyyppien uhanalaisarviointissa uhanalaisiksi (Kontula & Raunio 2018). Metsä- ja luonnonsuojelulait turvaavat suuren osan lehtoluontotyyteistä ja myös korpiympäristöistä (finlex.fi). Lisäksi PEFC- ja FSC-sertifikaatit edellyttävät nykyään suojavyyhykkeiden jättämistä tai enintään kevyitä hakkuita rantametsissä sekä uhanalaisten lajien esiintymien ja erityisen vanhojen metsien säästämistä kaikissa metsätyypeissä.

Luontokohteet ovat uhanalaiselle lajistolle tärkeämpiä kuin niitä ympäröivä tavanomainen talousmetsä (Timonen ym. 2011). Pohjoismaisessa vertailussa tämä ero oli selkeä Ruotsissa ja Norjassa, mutta Suomessa lajistoerot olivat vähäisiä (ibid.). Tämä voi selittyä kohteiden erilaisilla valintaperusteilla; Ruotsissa valinta perustuu rakennepiirteisiin ja lajihavaintoihin (signaalilajit, signalarter; Skogsstyrelsen 2020), meillä vain ensin mainittuihin. Lisäksi Suomessa metsälaiissa listatut, monimuotoisuudelle erityisen tärkeät elinympäristöt (METE-kohteet) on määritelty pienialaisiksi ja/tai metsätaloudellisesti vähäarvoisiksi. Pohjoismaisessa vertailussa onkin syytä huomata, että esimerkiksi Ruotsissa luontokohteet ovat huomattavasti suurempia kuin Suomessa (keskikoot 4,6 ja 0,7 ha) ja käsittävät osittain eri luontotyyppisiä (Timonen ym. 2010). Alle hehtaarin kokoisella, avomaan ympäröimällä kohteella sen ydinosa säilyvät muuttumattomina huonosti (katso Suojakaistojen jättäminen ja reunavaikutus alempana). Luontokohteita perustettaessa ja ympäristöä käsiteltäessä olisikin monimuotoisuuden kannalta hyödyllistä noudattaa reunavaikutusta vähentäviä hoitoperiaatteita, kuten kuvion reunaan asti ulottuvan avohakkuun välttämistä sekä alikasvoksen säilyttämistä kohteen välittömässä tuntumassa. Maanomistajien kannustamiseksi tätä toimintaa voidaan tukea rahallisesti, ympäristötukien muodossa. Lisäksi olisi hyvä selvittää Ruotsin käytännön tapaisten signaali- tai indikaattorilajien käyttöä kohteiden valinnassa.

Luontokohteiden pirstaleinen esiintyminen aluetasolla voi koitua ongelmaksi huonon levittäytymiskyvyn omaaville lajeille. Esimerkiksi Ruotsin Norrbottenin luontokohteita tarkastelleessa tutkimuksessa havaittiin, että kohteet olivat eri-ikäisten talousmetsien saarekkeiksi eristämiä (Aune ym. 2005). Luontokohteen edustamaan ympäristöön erikoistunut laji saattoi vuosikymmenien aikaskaalassa säilyä tällaisella alueella, jos se kykeni siirtymään yli kaksi kilometriä (ibid.). Koska tämä edellytys ei kaikilla lajeilla täyty, korostuu luonnonhoidon merkitys. Hehtaarin kokoluokkaa olevat luontokohdelait ovatkin lajiston ja elinympäristöjen suojelun kannalta melko tehottomia (Timonen ym. 2010, Mönkkönen ym. 2011), koska pieni kuviokoko tarkoittaa muuttuneita ilmasto-oloja, niukempia ja katkeamisherkempiä resurssijatkumia sekä osin näistäkin johtuvia, pienempiä ja siksi häviämisherkempiä eri lajien populaatioita (ks. luvut 2.1.1.2 ja 2.1.1.4). Mallinnuksien mukaan ne kuitenkin voivat parantaa laajempien suojelualueiden kytkeytyneisyyttä, helpottaen lajien liikkumista tarkastelualueella (Laita ym. 2010).

Pohjoismaisessa tarkastelussa pienimmiltäkin luontokohteilta löytyy ympäröivää talousmetsää enemmän uhanalaista lajistoa ja monimuotoisuudelle arvokkaita rakennepiirteitä, erityisesti järeää elävää ja kuollutta puuta (Gustafsson ym. 1999, Johansson & Gustafsson 2001, Pykälä 2004, 2007, Jönsson ym. 2006, 2007, Pykälä ym. 2006, Perhans ym. 2007, Djupström ym. 2008, Siitonen ym. 2009, Wikberg ym. 2009, Selonen ym. 2011, Timonen ym. 2011, Lundgren Lodetti 2019; mutta katso Sverdrup-Thygeson 2002, Sippola ym. 2005, Saetersdal ym. 2016).

Vaikka lajistokonstrasti luontokohteen ja tavanomaisen talousmetsän välillä on Suomessa pienempi kuin muissa Pohjoismaissa (katso edellä), havaitun eron suuruuteen vaikuttavat tarkasteltava luontotyyppi ja lajiryhmä. Junninen ja Kouki (2006) vertailivat kääpälajistoa karuissa ja rehevissä metsälakikohteissa ja varttuneissa talousmetsissä. He havaitsivat lajiston eroavan sitä enemmän, mitä rehevämmästä metsätyypistä oli kysymys. Luontokohteet voivat joissakin tapauksissa olla lajistoltaan huomattavankin hyviä: Hartikainen (2008) löysi opinnäytetyössään suurempia lehtokasvien lajimääriä ja peittävyksiä metsälaki- kuin suojelualuelehdosta. Gustafsson ym. (2004a) havaitsivat 30 ruotsalaisen metsäkuvion tarkastelussa, että luontokohteiden jäkälä- ja sammallajimäärät olivat pienempiä kuin hakkuukäisissä talousmetsissä, mutta Punaisen listan (sisältää uhanalaiset, sukupuuttoon joutuneet, silmällä pidettävät ja arvioinnin kannalta puutteellisesti tunnetut) lajeja löytyi yhtä paljon (Gustafsson ym. 2004b). Myös Punaisen listan kääpiä on havaittu olevan yhtä paljon keski-suomalaisissa puronvarsilakikohteissa ja varttuneissa talousmetsissä (Hottola & Siitonen 2008). Kääpien kokonaislajimäärät olivat kuitenkin lakikohteissa yleensä suurempia kuin talousmetsissä (ibid.).

2.1.1.2 Elävien säästöpuiden jättäminen

Säästöpuustoa voidaan hakkuissa jättää tasaisesti, ryhmiin tai vaihdellen. Ryhmittäisyys hyödyttää varjoisien ympäristöjen lajeja, kun taas yksittäisten puiden säästäminen tasaisemmin voi puolestaan hyödyttää lajiston säilymistä luonnostaan valoisissa metsissä, kuten esimerkiksi harju- tai karukko-ympäristöissä. Jälkimmäisistä tilanteista kaivataan lisätutkimusta, mutta ryhmittäisyyden hyödyistä on vahvaa tutkimusnäyttöä. Pohjois-Suomessa havaittiin, että puilla elävien jäkälien lajimäärä oli korkeampi uudistuskuusikoissa, joissa säästöpuut olivat ryhmissä, kuin kuusikoissa, joissa sama puumäärä oli tasaisesti (Ylisirniö & Hallikainen 2018). Lisäksi MONTA-hankkeen sammuineistossa lajeja oli 10 vuoden aikana hävinnyt enemmän tasaisesti tehdyssä poiminta- kuin ryhmiä jättävässä pienaukkohakkuussa, vaikka ensin mainitussa puuta jätettiin kuviolle enemmän (Vanha-Majamaa ym. 2017).

Hakkuussa uudistusosalalle jätettyjen puuryhmien (10–20 isohkoa puuta tai 3–10 m³/ha) metsälajikoostumus muuttuu voimakkaasti, joskin monet tavalliset sulkeutuneen metsän lajit säilyvät niissä vähintään kymmenen vuotta (Siira-Pietikäinen & Haimi 2009, Johnson ym. 2014, Vanha-Majamaa ym. 2017, Koivula ym. 2019). Vähäinenskin säästöpuumäärä todennäköisesti myös suojaa pötkelöitä tai korpilaikkuja kuivumiselta. Yksittäisetkin säästöpuut hyödyttävät päivehtiviä lepakoita (Thorn ym. 2018, Apoznanski ym. 2021). Lisäksi monet uhanalaiset lajit menestyvät uudistusaloille jätetyillä yksittäisilläkin suurilla elävillä ja kuolleilla puilla (Kaila ym. 1997, Martikainen 2001, Junninen ym. 2007). Ne ovat kasvualusta tai elinpaikka varhaissukcession tai valoisien metsäympäristön lajeille. Hakkuualalle jätetyt elävät ja kuolleet puut vähentävät

avohakkuun lajistovaikutuksia ainakin jossain määrin, mutta eivät säilytä luonnontilaisen kaltaisen metsän ominaisuuksia (Gustafsson ym. 2010). Esimerkiksi muutaman hehtaarin luontokohteet (lähinnä metsä- ja luonnonsuojelulakikohteita) hyödyttävät kääpälajistoa enemmän kuin 10–20 varttuneen säästöpuun ryhmät (Sverdrup-Thygeson ym. 2014). Myös Ruotsissa lainsäädännön sekä PEFC- ja FSC-sertifikaattien edellyttämät säästöpinna-alat on havaittu liian pieniksi uhanalaisen lajiston säilymiselle (Johansson ym. 2013). Vaikka tavanomaiset säästöpuuryhmät (esim. 10–20 puuta) toimivat "pelastusveneinä" osalle lajeja metsän uudistamisvaiheen yli, niiden pitkäikäinen lajistoehyöty on kyseenalainen, koska mm. puuta jätetään liian vähän lahoppu-jatkumon varmistamiseksi (Johansson ym. 2013, Keto-Tokoi ym. 2021).

Elävät säästöpuut hyödyttävät sulkeutuneen metsän lajistoa sitä enemmän, mitä enemmän ja mitä suurempina ryhminä niitä säästetään. Samalla säästöpuiden tuulen-sieto paranee (Jönsson ym. 2007, Heikkala ym. 2014), ja kun puuryhmä muodostaa yli puolen hehtaarin metsikön, sen ydinosa lajisto voi säilyä melko muuttumattomana. Nämä päätulokset koskevat putkilokasveja (Jalonen & Vanha-Majamaa 2001, Johnson ym. 2014, Rodriguez & Kouki 2015, Vanha-Majamaa ym. 2017, Granath ym. 2018), sammalia ja jäkäliä (Perhans ym. 2007, 2009, Hautala ym. 2011, Hämäläinen ym. 2014, 2015), kääpiä (Suominen ym. 2015), loispistiäisiä (Rodriguez ym. 2019), maakiitäjäisiä ja hämähäkkejä (Matveinen-Huju 2006, 2009, Toivanen ym. 2014, Koivula ym. 2019), lahoppuukovakuoriaisia (Hyvärinen ym. 2005, 2006, 2009, Heikkala ym. 2016a, 2016b, Jokela ym. 2019) ja latikoita (Heikkala ym. 2017). Myös monet metsän varpuslinnut hyötyvät säästöpuuryhmistä, ja jo 10 % säästäminen (avohakkuuseen verrattuna) kaksinkertaistaa niiden paritiheyden (Söderström 2009). Kuitenkin puolen hehtaarin säästöpuumetsikkö on vielä liian pieni säilyttääkseen maksasammalien tai epiksiyyli- ja epifyyttijäkälän lajiston (Perhans ym. 2009, Hautala ym. 2011).

Korkea säästöpuumäärä mahdollistaa suuremman järeän lahoppuun määrän tulevaisuudessa (Santaniello ym. 2017) ja tukee siten lahoppuusta riippuvaista kääpä- ja kovakuoriaislajistoa (Martikainen 2001, Junninen ym. 2007). Pienetkin säästöpuuryhmät estävät säästöpuuryhmän sisällä ja välittömässä tuntumassaan maanmuokkauksen ja näin turvaavat maalahoppuun säilymisen (Hautala ym. 2004, Rabinowitsch-Jokinen & Vanha-Majamaa 2010). Lahoppuujatkumon turvaamiseksi ja elävien puiden liian nopean kaatumisen estämiseksi säästöpuuryhmien tuulenkestävyyttä voi parantaa kasvattamalla niiden kokoa sekä säästämällä enemmän pienempiä kuin isompia puita ja enemmän koivuja ja mäntyjä kuin kuusia (Jönsson ym. 2007, Hämäläinen ym. 2016).

Monet uhanalaiset jäkälät ja käävät asuttavat erittäin järeitä ja vanhoja puita. Toisaalta ne ovat hitaita levittäytymään, jos isäntäpuu muuttuu lajille soveltumattomaksi. Näin ollen tällaisten puiden säästäminen pysyvästi on yksi keskeisimmistä luonnonhoitotoimista (Hämäläinen ym. 2014, Suominen ym. 2018, 2019). Tällaiset säästöpuut

voivat, vähitellen kuollessaan ja kaatuessaan, synnyttää uutta lahoppuuta jopa vuosikymmeniä (Junninen ym. 2008, Berglund ym. 2011, Heikkala ym. 2014, Suominen ym. 2015, Hämäläinen ym. 2016).

2.1.1.3 Lahopuun säästäminen ja tuottaminen

Vaateliaan ja uhanalaisen lajiston säännöllinen esiintyminen metsikössä riippuu lahoppuun määrästä, mutta eri lajit vaativat lahoppuulta myös erilaisia ominaisuuksia. Lahoppukuoriaiset, lajiryhmästä riippuen, näyttävät pääosin säilyvän kohteella, kun kuollutta puuta on 10–30 m³/ha (Martikainen ym. 2000, Ranius & Jonsson 2007). Uhanalaisten kääpien säännöllinen esiintyvyys kohteella näyttää vastaavasti edellyttävän 20–30 m³/ha (Penttilä ym. 2004, Hottola ym. 2009, Junninen & Komonen 2011, Ylisirniö ym. 2012, 2016, Nordén ym. 2018). Mikäli 20 m³/ha jatkumoa tavoiteltaisiin pelkästään elävien säästöpuiden avulla, niitä olisi jätettävä noin 60 m³/ha pysyvästi jokaisessa uudistushakkuussa (Keto-Tokoi ym. 2021); tässä laskelmassa oletuksina olivat sadan vuoden kiertoaika, säästöpuiden jättäminen pysyvästi kiertoajan lopussa, puita ei tuhoutu hakkuissa, ja vuotuinen lahoamisnopeus 3 %. Lahoppuun – ja monen muun lajiston edellyttämän resurssin määrän, kuten säästöpuumetsiköiden pinta-alan – suhteen on huomattava, että kun määrää nostetaan, kertyy paikalta jatkuvasti uutta lajistoa. Lahoppulajien kertyminen on alhaisilla lahoppumäärillä (esim. nosto kolmesta kymmeneen m³/ha) hyvin nopeaa, mutta hidastuu voimakkaasti korkeammilla (esim. nosto kymmenestä 20:en), kuitenkin edelleen jatkuen (esim. Koivula ym. 2022). Kertymäfunktion luonne tarkoittaa, että jos esimerkiksi rehevän kasvupaikan metsikössä haluttaisiin esiintyvän kaikki maantieteen, metsätyypin ja puulajiston mahdollistamat lahoppulajit, lahoppuuta olisi kohteella luultavasti oltava yli sata kuutiota, mikä ei luonnontilaisessa metsässä ole poikkeuksellista. Metsätalous ei kuitenkaan enää olisi kyseisellä kohteella mahdollista.

Puulaji, läpimitta ja lahoaste määrittävät sitä, mitkä uhanalaiset lajit voivat tarkasteltavaa puukappaletta asuttaa (Junninen & Komonen 2011). Lajisto eroaa pysty- ja maapuilla siten, että pystypuilla elää rikkaampi kovakuoriaislajisto, kun taas maapuilla elää rikkaampi kääpäälajisto (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002, Junninen & Komonen 2011, Andersson ym. 2015). Kuolleen puun lajisto muuttuu lahoamisen edetessä (esim. Jonsell & Hansson 2011, Jonsell ym. 2019, Sandström ym. 2019). Lajistoon vaikuttavat myös lahoppuussa elävät muut lajiryhmät. Esimerkiksi sienet vaikuttavat lahoamisnopeuteen ja siten välillisesti siihen, miten kauan puu säilyy jollekin tietylle kovakuoriaislajille asumiskelpoisena (Jonsell ym. 2005, Abrahamsson ym. 2008).

Talousmetsän lahoppuissa on noin 25 % vähemmän kääpälajeja kuin pitkään suojellun metsän lahoppuissa, eron ollessa suurin järeissä keskilahoissa puissa (Stokland & Larsson 2011). Vastaavasti jotkin järeille männyille erikoistuneet lahoppukovakuoriaiset puuttuvat talousmetsistä, joissa niiden vaatimia puita on hyvin vähän (Laaksonen

ym. 2020). Esimerkiksi vuosikymmeniä aiemmin yläharvennetuissa keskiruotsalaisissa kuusivaltaisissa metsissä oli 10–20 % ja avohakatuissa 70–90 % vähemmän lahoppuuta kuin samaan aikaan säästetyissä verrokkimetsissä (Atlegrim & Sjöberg 2004).

Olemassa olevan lahoppuun mahdollisimman tarkka säästäminen kaikissa metsänhoitotoimissa on halpa ja tehokas keino auttaa lahoppuulajistoa, ja taloudellisesti kannattavampaa kuin korjuu esimerkiksi energiapuuksi (Ranius ym. 2005). Toisaalta pitkällä aikavälillä hoitoharvennuksista luopuminen tuottaa itseharvennemisen kautta 5–6 kertaa enemmän lahoppuuta kuin tavanomainen säästöpuuston jättäminen (20 kpl/ha), mutta puuntuotos vähenee noin viidenneksellä (Tikkanen ym. 2012). Myös kiertoajan pidennys nostaa lahoppumäärää, joskaan ei yhtä paljon kuin harvennuksista luopuminen (Tikkanen ym. 2007, Felton ym. 2017). Tekopötkkelöiden tuottaminen on myös yksi keino lisätä lahoppuuta (lajistovaikutukset, ks. myöh.). Pohjoisessa maan hinta on halvempaa kuin etelässä, ja siksi metsän suojeleminen on siellä tekopötkkelöiden tuottamista edullisempaa, kun etelässä tilanne on päinvastainen (Jönsson ym. 2006). Ruotsissa on myös havaittu, että lahoppuulajiston kannalta tekopötkkelöiden tuottaminen lehtipuista tuottaa enemmän lajistohyötyjä maan eteläosissa, havupuista pohjoisosissa (Jönsson ym. 2010). Lahoppuun määrä voidaan kolminkertaistaa optimoimalla säästöpuiden ja tekopötkkelöiden jättäminen, keventämällä maanmuokkausta, pidentämällä kiertoaikaa ja säästämällä olemassa olevaa kuollutta puuta. Tällöin kustannukset kasvavat noin 10 %. Optimi ja kustannukset riippuvat kuitenkin tavoiteltavasta lahoppuutasosta (Ekvall ym. 2013).

Määrän ohella lahoppuun monipuolisuus on tärkeä uhanalaisille kääville ja lahoppuukovakuoriaisille (McGeoch ym. 2007, Hämäläinen ym. 2018a, 2018b, Kunttu ym. 2018). Nämä tekijät voivat olla näille lajiryhmille tärkeämpiä kuin säästömetsikön koko (McGeoch ym. 2007) tai hakkuun toteutustapa (Jokela ym. 2019, Pasanen ym. 2019). Esimerkiksi hakkuualalle jätetyn elävän puuston määrän nostaminen 10 m³/ha:sta 50 m³/ha:iin tai valinta 30 % intensiteetin poiminta- ja pienaukkohakkuun välillä vaikuttavat lahoppuuta tarvitseviin kääpiin ja kovakuoriaisiin lyhyellä aikavälillä hyvin vähän (Hyvärinen ym. 2005, 2009, Toivanen & Kotiaho 2007a, 2007b, 2010, Heikkala ym. 2016a, Jokela ym. 2019). Näissä lyhyen aikavälin tutkimuksissa ei kuitenkaan saatu esille säästöpuiden merkitystä pitkän aikavälin lahoppuujatkumon turvaajina; tällöin kuvattun kaltaisella nostolla olisi luultavasti varsin suuri merkitys (katso edellä).

Luonnonlahoppuulla on korkeampi lajimäärä kuin tuotetulla lahoppuulla, ja sitä selittää pitkälti suurempi vaihtelu koon, lahoasteen ja muiden laadullisten tekijöiden suhteen (Jonsell ym. 2004). Ihmisen tuottamalla lahoppuulla saavutettava lajistohyöty riippuu myös puulajista ja tuottamistavasta (Lindhe & Lindelöw 2004, Hägglund & Hjältén 2018). Erilajisilla lahoppuilla elää suurelta osin eri lajisto, joten kaikki puulajimme ovat lajistolle tärkeitä (esim. Keto-Tokoi & Siitonen 2021). Tuotettavan puun sijoittelu on

tärkeää tämän hyödyn realisoitumista ajatellen. Esimerkiksi avohakkuulla kuusilahopuun lajiston kyky sopeutua paahteisiin oloihin on kyseenalainen, koska ne ovat sopeutuneet suurempaan varjoisuuteen kuin mäntyjen tai lehtipuiden lajisto (Toivanen & Kotiaho 2010). Näin ollen tuotetun lahopuun lajistohyöty voi avoimissa ja hyvin valoisissa kohteissa olla suurempi mänty- ja lehti- kuin kuusilahopuuta tuottaessa. Nurin työnnettyiltä maapuilta tavataan enemmän kääpälajeja kuin tekopötkkelöiltä (Lindhe ym. 2004). Mikäli halutaan tukea pitkälle lahonneen puun lajistoa, tuotettavan lahopuun on oltava järeämpää (Jonsell ym. 2004, Lindhe ym. 2004, 2005).

Lahopuun tuottamistavoista yleisimpiä ovat avohakkuulle tehtävät tekopötkkelöt. Tekopötkkelöiden kovakuoriaislajisto eroaa avohakkuun kantojen lajistosta (Abrahamsson & Lindblad 2006). Tekopötkkelöistä hyötyvät erityisesti peto- ja sienensyöjäkovakuoriaiset (Hjältén ym. 2010, Andersson ym. 2015). Alkuvuosina tekopötkkelöt houkuttelevat runsaasti nilaa ja puuainesta syöviä kovakuoriaisia (Toivanen & Kotiaho 2010) sekä niiden petoja ja loisia (Hedgren 2007). Myös useat uhanalaiset kovakuoriaislajit ja jotkin käävät hyötyvät tekopötkkelöistä (Gibb ym. 2006, Johansson ym. 2006, Hjältén ym. 2010, Toivanen & Kotiaho 2010, Berglund ym. 2011, Andersson ym. 2015, Elo ym. 2019), mutta uhanalaisia kääpiä ajatellen tekopötkkelöt kuivuvat liian nopeasti (Pasanen ym. 2019). Lajistohyöty kovakuoriaisilla näyttää olevan korkeimmillaan melko pian tekopötkkelöiden tuottamisen jälkeen (Komonen ym. 2014a, Jokela ym. 2019).

Tekopötkkelön sijoittelulla ja puulajilla voidaan vaikuttaa lajistohyötyihin. Isopehkiäinen (*Peltis grossa*, kovakuoriainen) yleistyi neljän vuoden seuranta-aikana avohakkuille tehdyissä tekopötkkelöissä, muttei varttuneisiin suojelumetsiin tehdyissä tekopötkkelöissä (Djupström ym. 2012). Tämä tulos vastaa Lindbladhin ja Abrahamssonin (2008) tekemää havaintoa: avo- ja harvennushakkuumetsiköiden tekopötkkelöiden kovakuoriaislajistot ovat osin erilaisia mm. pienilmastoeroista johtuen. Myös eri puulajien tekopötkkelöiden lajistot eroavat huomattavasti. Erityisen paljon lajeja on lehtipuilla, etenkin haavalla (Lindhe & Lindelöw 2004, Lindhe ym. 2005, Lindblad ym. 2007, Abrahamsson ym. 2009). Tekopötkkelöiden sijoittelulla joko lähelle tai kauemmas varttuneen metsän reunasta on huomattava vaikutus lajistoon erilaisen paahteisuuden, kuivumisen ja lahoamisen vuoksi (Fossetol & Sverdrup-Thygeson 2009). Myös metsän käyttöhistoria vaikuttaa tekopötkkelöiltä tai muilta lahopuilta tavattavaan lajistoon (Kouki ym. 2012). Esimerkiksi tekopötkkelöiden tuottamisen keskittäminen lähelle olemassa olevia suojelualueita kuin kauemmas nostaa niiden elättämää hyönteislajimäärää (Hallinger ym. 2018).

2.1.1.4 Suojakaistojen jättäminen ja reunavaikutus

Reunavaikutus tarkoittaa sitä, että kaksi toisiinsa rajautuvaa ympäristöä – esimerkiksi varttunut metsä ja avohakkuu – vaikuttavat toistensa pienilmastoon ja lajistoon. Metsätalousmetsissä on useimmiten tutkittu avoimen ympäristön vaikutuksen ulottumista varttuneen metsän sisäosiin. Se voi konkreettisimmin näkyä esimerkiksi sulkeutuneen metsän lajien runsauden vähenemisenä tai avoimen ympäristön lajien tunkeutumisena varttuneen metsän sisään. Reunavaikutuksen vuoksi uudistusalueelle jätettyjen puolen hehtaarin säästöpuumetsiköiden maakiitäjäis- ja hämähäkkilajistot muuttuvat (Matveinen-Huju ym. 2006, 2009). Tällaiset läpimitaltaan 50–60 m metsiköt eivät myöskään kykene säilyttämään herkimpiä jäkälä- ja sammallajeja (Perhans ym. 2009, Hautala ym. 2011, Hämäläinen ym. 2016). Lajistomuutosten on havaittu ulottuvan jopa lähes 60 m avomaahan rajautuvan varttuneen metsän sisäosiin: esimerkiksi vesistöön rajautuvassa metsässä reunaetäisyys näkyy muutoksina metsälinnustossa (Hagvar ym. 2004) ja käävissä (Komonen ym. 2008) sekä suo- ja kosteikkoympäristöön rajautuvan metsän jäkälissä (Moen & Jonsson 2003, Esseen 2006). Kangasmailla avohakkuun reunavaikutus ulottuu ainakin 25 m etäisyydelle varttuneen metsän sisäosiin maakiitäjäisillä (Heliölä ym. 2001) ja jopa 50 m etäisyydelle käävillä (Siitonen ym. 2005, Ylisirniö ym. 2016). Ruete ym. (2016) osoittivat avohakkuiden näkyvän suojelualueena toimivan vanhan metsän reunavyöhykkeen indikaattorikäypälajistossa jopa 50 vuotta. Avohakkuu vaikuttaa 25–35 m etäisyydelle asti myös puronvarteen jätetyn suojavyöhykkeen pienilmastoon (Oldén ym. 2019a), putkilokasvilajistoon (Oldén ym. 2019b, Selonen & Kotiaho 2013) ja kääpiin (Peura ym. 2020). Näiden tutkimuksien mukaan puronvarsilajisto muuttuu vain vähän, jos suojavyöhyke on 30 m, mutta vyöhykkeellä tehty 20–30 % intensiteetin poimintahakkuu muuttaa olosuhteita ja lajistoa.

2.1.1.5 Lehtipuiden suosiminen

Sekametsä ylläpitää rikkaampaa lajistoa kuin yhden puulajin metsä, koska se tarjoaa useammille lajeille sopivaa ravintoa, suoja- ja pesimäpaikkoja kuin yhden puulajin metsä (Cavard ym. 2011). Kaikilla puulajeillamme on vähintään kymmeniä juuri kyseiselle puulajille erikoistuneita seuralaislajeja (Keto-Tokoi & Siitonen 2021). Kuitenkaan sekapuustoisuus itsessään ei välttämättä tuota korkeampaa lajimäärää kuin yksi puulaji silloin, kun metsä on tasaikäistä, harvennettua talousmetsää (Felton ym. 2010), vaan korkeampi lajimäärä edellyttää monipuolista puuston ikä- ja latvusrakennetta (Maher Hasselquist ym. 2021).

Lehtipuusekoitus on merkittävä monimuotoisuudelle monessa mielessä. Niillä elävät uhanalaiset lajit ovat etupäässä riippuvaisia vanhoista elävistä lehtipuista ja järeästä lehtilahopuusta (Hyvärinen ym. 2019, Huuskonen ym. 2021). Uhanalaisia jäkälätavataan kaikilla puulajeillamme, kunhan puut ovat riittävän vanhoja (Pykälä 2019).

Toisaalta lehtipuut omaavat maisema-arvoja ja vaikuttavat positiivisesti maaperän ominaisuuksiin, ravinnekiertoon sekä riistalajiston monimuotoisuuteen ja runsauksiin (Felton ym. 2016, Äijälä ym. 2019, Huuskonen ym. 2021).

Uhanalaisen lehtipuuston lajistolle olisikin tärkeää antaa lehtipuiden järeytyä ja ikään-tyä sekä aikanaan muodostaa uutta lehtilahopuuta. Mallinnus, jossa vertailtiin puustol-taan vanhoja luontokohteita yksittäisiin säästöpuihin ja säästöpuuryhmiin pitkällä (50 vuoden) aikavälillä havaittiin, että lehtipuuston runsas säästäminen on tehokkain keino lisätä talousmetsiin järeää lehtipuuta (Roberge ym. 2015). Yksi, lähes ilmainen keino tavoitella vaihtelevampaa puustorakennetta, nostaa lehtipuuston osuutta ja auttaa lehtipuista riippuvaista lajistoa on säästää hakkuissa taloudellisesti vähäarvoiset puut, kuten pihlajat, lepät, haavat ja raidat. Metsän uhanalaisille epifyyttijäkälälajeille tärkeimmät puulajit ovatkin juuri haapa ja raita, mutta myös pihlaja on epifyyteille tärkeä (Kuusinen 1994a, 1994b, 1996a, 1996b). Haavalla elävät uhanalaiset lajit ovat etupäässä vanhoilla puilla eläviä epifyyttilajeja ja toisaalta haapalahopuun lajeja (Siitonen 1999). Runsaasti haapaa sisältävissä metsissä elää keskimääräistä enemmän kyseiselle puulajille erikoistunutta kovakuoriaislajistoa (esim. Sahlin & Ranius 2009), kääpiä (Ruokolainen ym. 2018) ja jäkäliä (Hedenås & Ericson 2003). Tätä lajistoa tavataan myös uudistusaloille jätetyiltä haavoilta (katso edellä). Olisikin hyödyllistä säästää hakkuiden yhteydessä ja muissa metsänhoidon vaiheissa tavanomaista enemmän järeitä haapoja siellä, missä niitä on jo entuudestaan runsaammin.

Yksi hankaluus lehtipuuston osuuden kasvattamisessa ovat hirvieläimet, jotka hyötyvät kasvavasta lehtipuiden määrästä (Koivula ym. 2022 ja viitteet siinä). Tätä ongelmaa rajoittamaan on metsästys kenties tehokkain keino (Matala ym. 2021), mutta myös alueellisesti elinvoimainen suurpetokanta sekä riistaeläinten talviruokinnan rajoittaminen vähentäisivät mm. lehtipuuston uudistumisen kohtaamia laidunnusongelmia. Esimerkiksi valkohäntä- ja metsäkauriin vahvoilla alueilla lounaisessa Suomessa niitä saalistavan ilveksen metsästys olisi hyvä pitää vähäisenä. Talviruokinta taas aikaansaa hirvieläinten keskittymistä, mikä voi paikallisesti nostaa taimiin kohdistuvaa laidunnusta. Talviruokinta myös parantaa hirvien ja kauriiden talvesta selviytymistä, joten niiden lisääntyminen on tehokkaampaa ja kanta kasvaa nopeammin, mikä edelleen nostaa laidunnuspainetta (Koivula ym. 2022 ja viitteet siinä).

2.1.1.6 Kulotus

Kulotus hyödyttää ensisijaisesti palanutta ympäristöä tai kasvimateriaalia tarvitsevia lajeja sekä paahteisten ja avoimien ympäristöjen lajistoa (Wikars 1997). Lisäksi lahopuuta vaativa lajisto runsastuu voimakkaasti puissa, jotka heikentyvät ja kuolevat palon vuoksi (esim. Gibb ym. 2006, Hyvärinen ym. 2005, 2009, Toivanen & Kotiaho 2007, Hekkala ym. 2014a, Heikkala ym. 2016a,b).

Ensimmäisten 3–5 vuoden aikana kulotuksen vaikutus useimpiin muihin metsäeliöryhmiin on negatiivinen sekä kuusi- että mäntyvaltaisissa metsissä (Dahlberg ym. 2001, Vanha-Majamaa ym. 2007, Junninen ym. 2008, Berglund ym. 2011, Rudolphi ym. 2011, Granath ym. 2018, Suominen ym. 2015, del Alba ym. 2021). Kulotuksen seurauksena paikalla entuudestaan olleen lahoppuun määrä voi puolittua ja maapuiden epifyyttijäkäläpeite vähentyä alle kolmannekseen alkuperäisestä (Eriksson ym. 2013). Lajiston yleisvaste kuitenkin kääntyy positiiviseksi viimeistään 10–15 vuoden kuluttua poltosta (Penttilä ym. 2013, Hekkala ym. 2014a,b, Heikkala ym. 2016 a, Elo ym. 2019, Lindberg ym. 2020). Tässäkin vaiheessa vaikutuksen suunta voi silti vaihdella. Esimerkiksi mustikka saattaa edelleen kärsiä, mutta puolukka hyötyy (Rodriguez & Kouki 2015), ja varttuneen metsän pistiäislajisto saattaa olla niukkaa, mutta avoimien ympäristöjen pistiäiset voivat esiintyä runsaina (Rodriguez & Kouki 2017). Samaan aikaan palon kasvattama lahoppuun määrä hyödyttää lahoppulajistoa (Koivula ym. 2022).

Palanutta ympäristöä vaativan lajiston nopeimmat levittäytyjät – monet kovakuoriaiset ja latikat – saapuvat paikalle metsän vielä palaessa, ja tällaiset lajit hyötyvät palosta useita vuosia (Hyvärinen ym. 2006, Martikainen ym. 2006, Hägglund ym. 2015, 2018, Heikkala ym. 2016a,b, 2017, Hjältén ym. 2017). Palosta hyötyvät monet palaneella puulla elävät, mutta uhanalaistuneet lajit. Pienaukkohakatussa kulotetussa metsässä Pohjois-Ruotsissa runsastuivat myös kolopesijälinnut (Versluijs ym. 2017). Niiden runsastuminen johtui oletettavasti pesäkolon kaivertamiseen soveltuvien puiden ja ravinnoksi kelpaavien hyönteisten runsastumisesta. Lajistohyödyn suuruus kuitenkin osittain riippunee alueellisesta metsien käytön ja metsäpalojen historiasta (Kouki ym. 2012). Kun metsäpaloja esiintyy tasaisesti ja riittävässä määrin, luonnonhoidollista kulotusta seuraa todennäköisesti korkeampi kulolajien yksilö- ja lajimäärä kuin alueilla, joilla ei ole kulotettu pitkään aikaan.

Lahoppukuoriaisten yhteisö rakenne muuttuu kulotuksessa (Heikkala ym. 2016, Hägglund & Hjältén 2018). Muutos sisältää eri lajien runsastumisia ja vähenemisiä. Kun palossa syntyvän kuolleeseen puun määrä kasvaa, lahoppukuoriaiset ja käävät runsastuvat voimakkaammin (Hekkala ym. 2014a, Komonen ym. 2014a,b, Suominen ym. 2015). Luonnonhoidollisissa kulotuksissa poltetaan jonkin verran pystypuuta, mikä palon jälkeen ylläpitää varjostusta, pienilmastoa ja puuston rakenteellista vaihtelua. Näin aluskasvillisuus säilyy paremmin ja palautuu nopeammin (Heikkala ym. 2014, Johnson ym. 2014, Granath ym. 2018). Puuston ansiosta paahteisuus on vähäisempää, ja esimerkiksi kekomuurahaisten pesät (Toivanen ym. 2014) ja kääpälajisto (Suominen ym. 2015) säilyvät paremmin. Kulotuksen vaikutukset lajistoon riippuvat myös palaneen puuaineksen laadusta, maaperän kosteudesta ja maan pintarakenteesta (DeBano ym. 1998).

Kulotuksen käyttöä luonnonhoidossa kannattaa lisätä erityisesti alueilla, jotka luontaisestikin palaisivat usein, kuten paahdeympäristöissä ja harjuilla sekä mäntykankailla.

Tämä siitä syystä, että kulolajisto on sopeutunut luontaisesti usein palaviin ympäristöihin (DeBano ym. 1998). Kulotus lisää männyn ja koivun taimettumista voimakkaasti (Pasanen ym. 2015, de Chantal ym. 2009). Kulotuksella voi myös tehokkaasti hillitä hakkuiden aiheuttamaa kaarnakuoriaisten runsastumista ja lisätä niitä saalistavien petokuoriaisten kantoja (Hekkala ym. 2021). Metsän pienipiirteinen vaihtelu monipuolistaa palon aiheuttamia vaikutuksia. Esimerkiksi korpilaikut palavat vähemmän kuin kangasmaat ja siten ne voivat toimia monille metsälajeille suojapaikkana paloa vastaan (Toivanen ym. 2014).

Luontaista metsäpalosykliä tarkastelevat tutkimukset osoittavat, että ennen ihmisvaikutuksen alkamista Etelä-Suomen kangasmetsät paloivat noin 200–500 vuoden välein, kun taas Pohjois-Suomen kuusikoissa metsäpaloväli on vaihdellut noin 500:sta yli tuhanteen vuoteen (Hyvärinen & Sepponen 1988, Hörnberg ym. 1995, Pitkänen ym. 1999, 2003, Tolonen & Pitkänen 2004, Larjavaara 2005, Wallenius ym. 2005). Riippuen tarkasteltavasta alueesta ja tarkastelujakson olosuhteista metsää on luontaisesti palanut noin 0,05–1 % vuosittain (Lindberg ym. 2020). Tällä hetkellä metsää palaa metsäpalot, kulotukset ja ennallistamistoimet yhteen laskien noin 1000 ha vuodessa, tuottaen noin 26 000 vuoden palosyklin (Lindberg ym. 2020). Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon asiantuntijaryhmä Metsä-ELO onkin ehdottanut paloympäristöjen ja niitä vaativien lajien turvaamiseksi palojatkumoverkostoa, joka kattaisi metsätalousmaasta noin 5 % ja jonka sisällä kulotettaisiin vuosittain 2500 ha, mikä johtaisi verkoston sisällä historiallisen luontaisen metsäpalomäärän minimitasoon (Metsä-ELO 2018).

2.1.1.7 Riistatiheikköjen säilyttäminen ja metsän kerroksellisuuden lisääminen

Riistatiheikköjen tai puuston eri-ikäisrakenteisuuden oletetaan hyödyttävän metsälajistoa. Ne myös ylläpitävät muita metsän ihmiselle tarjoamia hyötyjä, kuten maisema-arvoja (esim. Silvennoinen 2017, Brodie & Harrington 2020). Näitä tekijöitä koskeva tutkimus on tosin vielä melko vähäistä.

Metsän latvusrakenteen vaihtelun lisääntyminen nostaa useiden eliöryhmien yksilötiheyksiä ja lajimääriä (Maher Hasselquist ym. 2021). Puuston toiminnallinen monimuotoisuus – kyky tuottaa erilaisia ekosysteemipalveluita sekä suoja-, ruokailu- ja pesimäpaikkoja – lisääntyy puiden laji- ja kokovaihtelun myötä. Tämä monimuotoisuus on tärkeää metsälinnustolle esimerkiksi runsaamman saalistajiston ja pesäpaikkojen kannalta (Barbaro ym. 2019; katso myös Lehtipuiden suosiminen edellä). Runsas alikasvos on erityisen hyödyllistä metsälinnuille, mutta voi haitata joitakin metsäjäkäliä (Klein ym. 2020).

Tehokas metsänhoito avohakkuineen ja hoitoharvennuksineen vähentää metsäkanalintukantoja. Kun hakkuut ovat vuosikymmenien ajan korkealla tasolla, metsäkanalintujen kannat voivat vähetä jopa yli 50 % (Haakana ym. 2020). Toisaalta myös kulotus voi epäsuorasti vähentää metsälintujen tiheyksiä. Ruotsalaisessa Future Forest -kokeessa kulotuksen aikaansaama alikasvoksen väheneminen alensi puissa ja penssaissa pesivien ja latvuksissa ruokailevien metsälintujen tiheyksiä (Versluijs ym. 2017). Tämä vaikutus oletettavasti on lyhytkestoinen, ja kulotuspinta-alat muutoinkin ovat tällä hetkellä niin vähäisiä, että seikalla ei liene suurtakaan merkitystä. Joka tapauksessa luonnonhoitokeinojen valinnassa täytyy mahdollisuuksien mukaan selvittää paitsi kohteen suojeluarvot, myös keinojen potentiaaliset haitat ja myös tavoitteiden on oltava tarkkaan selvillä.

Metsäkanalinnuistamme pyy ja metso suosivat pensaskerrosta ja tiheää puuston latvuserrosta, mutta pyy viihtyy melko nuorissa metsissä, metson soidinpaikkojen löytyessä melko avoimista, järeäpuustoisista metsistä (Melin ym. 2016; vertaa myös maisematason tarkastelu alempana). Pyy suosiossa ovat harventamattomat keski-ikäiset (20–69-vuotiaat) ja vanhat (yli 90-vuotiaat) metsät, joissa on 5–40 % lehtipuu-sekoitusta (etenkin leppää) ja runsas kenttäkerroskasvillisuus (Åberg ym. 2003). Metso taas selviytyy metsissä, joissa tehdään harvennuksia (isokokaisen linnun on helpompi lentää harvemmassa puustossa) ja joista löytyy keskivertometsää enemmän korpia, jotka ovat elintärkeitä metsopoikueiden ruokailumaastoja (Miettinen ym. 2008). Metsän ei metsoa ajatellen välttämättä tarvitse olla puustoltaan erityisen vanhaa, vaan soitimia voi löytyä jopa puustoltaan noin 40-vuotista metsistä (Sirkkiä ym. 2011).

Metsäkanalintujen elinoloja on mahdollista parantaa pienin kustannuksin vähentämällä hoitoharvennuksia (Haara ym. 2021; muut hyödyt, katso Lahopuusto edellä). Toisaalta kun tiedetään, että hakkuut vähentävät mustikan peittävyttä ja siten mustikalla ruokailevien hyönteistoukkien vähenemisen kautta haittaavat metsäkanalintujen poikastuottoa (Kvasnes & Storaas 2007), on myös säästöpuuston jättäminen mustikan ja muiden varjokasvien sekä niiden myötä kanalintujen tukemiseksi hyödyllistä. Yksi keskeinen johtopäätös on, että alikasvostiheiköt hyödyttävät metsälintuja ja toimivat monen riistalajin suoja- ja lisääntymispaikkoina.

2.1.1.8 Luonnonhoito turvemilla

Luonnonhoidon ja metsätalouden vaikutuksia turvemaiden lajistoon on tutkittu erittäin vähän, mutta hakkuiden vaikutukset putkilokasveihin ovat hyvin samanlaisia kuin kiennäismaillakin (Löhmus & Remm 2017, Haapakoski ym. 2021). Korvet ovat tunnetusti monimuotoisuudelle tärkeitä kohteita (Hyvärinen ym. 2019). Ne esimerkiksi voivat elättää tavanomaisia kangasmaita tai rämeitä korkeampaa jäkälälajistoa (Hämäläinen ym. 2020). Ei ole viitteitä siitä, etteivätkö sekapuustoisuus, säästöpuut tai järeä

talousmetsämaisemissa tehtävästä luonnonhoidosta että alueiden suojelusta. Erikoistuneiden lajien suojelussa pysyvien laajojen suojelualueiden merkitys korostuu, mutta myös pienet luontokohdelaidut sekä talousmetsien tilapäisestikin käsittelyjen ulkopuolelle rajatut kuviot saattavat toimia osalle lajeista astinkivinä niille sopivien elinympäristöalueiden välillä (Laita ym. 2010, Bergsten ym. 2013).

Varttuneen metsän osuus on merkittävä metsälajiston tiheyksiä ja lajimääriä selittävä tekijä aluetasolla. Etenkin metsälinnuston on havaittu yleisesti hyötyvän varttuneiden ja vanhojen metsien kokonaispeittävyden lisääntymisestä maisematasolla (Taulukot 2–3). Yli-ikäisten, hakkuukypsyysien ylittäneiden, metsien osuuden kasvu lisää Punaisen listan, havupuille erikoistuneiden ja kääpien lajimääriä (Tikkanen ym. 2009) sekä rikastaa metsälinnustoa (Virkkala & Rajasärkkä 2006). Samalla tavoin vanhan metsän indikaattorikäypälajisto on sitä monimuotoisempaa, mitä enemmän 100 km säteellä on yli 80-vuotiaasta metsää (Nordén ym. 2018). Metsäkanalintujen on havaittu hyötyvän toisaalta myös puuston rakenteen vaihtelevuudesta elinpiirinsä sisällä, sillä ne hyödyntävät osin erilaisia ympäristöjä eri elämänvaiheissaan ja vuodenaikoina (Miettinen ym. 2008, 2010, Lande ym. 2014). Kuten riistatiheiköistä ja puuston kerroksellisuudesta kertovassa osiossa (Luku 2.1.1.7) kerrottiin, monelle vaateliaanakin pidetylle metsälajille puuston ei välttämättä tarvitse olla kovin vanhaa, vaan jo kasvatusikäinenkin (40-vuotias tai vanhempi) alkaa kelvata esimerkiksi metsolle soidinmetsäksi.

Paikkalintujen ja jäkälien lajimäärät ovat yleisesti ottaen korkeampia varttuneissa havu-lehtisekametsissä kuin vanhoissa (>120-vuotiaissa) havumetsissä tai talousmetsissä (Jokimäki & Huhta 1996, Uliczka & Angelstam 2000, Jansson & Andrén 2003; katso myös Infolaatikko 2). Lehti-havusekametsät ovat puhtaita havumetsiä tärkeämpiä myös metsäkanalintujen poikasympäristöinä (Huhta ym. 2017). Esimerkiksi pyy vaatii elinympäristöltään 5–40 % lehtipuuta, erityisesti leppiä ja koivuja (Swenson & Angelstam 1993, Åberg ym. 2003). Pikku- ja valkoselkätikka vaativat elinpiiriltään runsaasti järeitä, vanhoja lehtipuita (Roberge ym. 2008), ja pyrstötiaisia tavataan säännöllisimmin metsäalueilla, joilla on vähintään viidennes lehtipuuvaltaista metsää (Jansson & Saari 1999, Lindblad ym. 2011). Rehevillä mineraalimailla myös pääasiallisesti havupuilla ruokaileva pohjantikka suosii pesäpuunaan lehtipuita, erityisesti haapaa (Pakkala ym. 2018). Lisäksi vanhat lehti-havusekametsät ovat pesimäympäristönä kanahaukan (Tornberg & Colpaert 2001) ja liito-oravan suosiossa (Selonen ym. 2001, Reunanen ym. 2002, Hurme ym. 2007). Sudet ja ilvekset liikkuvat enemmän havu-lehtiseka- kuin puhtaissa havumetsissä, kenties niiden saalislajien, hirvieläinten, elinympäristövalintojen vuoksi (Gurarie ym. 2011, Herrero ym. 2020). Hirvi ja metsäkauris suosivat etenkin talviaikaisena ravintokohteena lehtipuita (Torres ym. 2011, Holmström ym. 2016).

TAIMIKKOVAIHEEN OHITTANEEN METSÄN OSUUDEN LAJISTOVAIKUTUKSIA MAISEMATASOLLA. TARKASTELUTASOT ON LUOKITELTU LÄHIYMPÄRISTÖTASOISIKSI ($\leq 1 \text{ KM}^2$) TAI MAISEMATASOISIKSI ($> 1 \text{ KM}^2$).

Lähiympäristötaso

- Yli 40-vuotiaan metsän osuuden kasvu vaikuttaa positiivisesti erikoistuneiden metsälintujen lajimäärään (Jansson & Andrén 2003, Koivula ym. 2018).
- Hakkaamattoman varttuneen metsän lintulajisto säilyy, kun 30–60 % puustosta jätetään hakkaamatta (Rompre ym. 2010, Basile ym. 2019).
- Kanahaukka suosii pesäpaikkoja, joiden ympärillä on hakkaamatonta varttunutta metsää vähintään 2 ha (Tornberg & Colpaert 2001, Saga & Selås 2012). Ihanneympäristössä kuusta täytyy olla 220 m³/ha täydennettynä lehtipuilla, etenkin koivuilla (Björklund ym. 2020).
- Metsiin erikoistuneiden putkilokasvilajien paikallinen määrä on sitä suurempi, mitä suurempi osuus tarkasteltavaa kohdetta ympäröivästä maisemasta 500 m säteellä on metsää (Valdés ym. 2015).

Maisemataso

- Vanhoihin metsiin erikoistuneiden lintulajien runsaus ja osuus kaikista lintulajeista ovat sitä suurempia, mitä suurempi osuus suojelualueiden (keskimäärin 3400 ha) alasta on puustoltaan vanhaa, yli 120-vuotiasta metsää (Brotens ym. 2003, Häkkinen ym. 2018). Joidenkin lajien osalta myös suojelualueiden ulkopuolisilla vanhoilla metsillä on positiivinen vaikutus (Brotens ym. 2003). Tämä tarkoittaa maiseman, ei pelkästään tarkasteltavan suojelualueen, laadulla olevan merkitystä linnustolle.
- Metsäkanalintujen pesimämenestys on sitä parempi, mitä suurempi osuus maisemasta on peitteistä havu- tai havu-lehtisekametsää (Kurki ym. 2000, Miettinen ym. 2008, 2010, Sirkiä ym. 2010, Lande ym. 2014, Huhta ym. 2017). Katso myös riistatiheikköjen lajistovaikutukset edellä.
- Valkoselkä- ja harmaapäätikka karttavat kuusivaltaisia alueita: parimäärät ovat korkeimmillaan, kun kuusivaltaisten metsien osuus on enintään 20–40 % (Gjerde ym. 2005).
- Lintujen laji- ja yksilömäärät ovat korkeimmillaan, kun yli 40-vuotiaiden metsien osuus ylittää 60 % ja näistä metsistä yli 6 % on havu-lehtisekametsiä (Jansson & Andrén 2003).

Yleisesti ottaen puulajien sekä puuston ikä- ja latvusrakenteen monipuolistaminen lisäävät monimuotoisuutta. Jokimäki ja Huhta (1996) havaitsivat metsälintututkimuksessaan, että yleislajit suosivat lehtipuuvaltaisia metsiä ja vanhan metsän lajit havu-lehtisekametsiä, ja että metsän ikääntyminen nosti kokonaislaji- ja reviirimääriä sekä

vanhan metsän ja kolopesijälajien tiheyksiä. Sekä puhtailla havu- että lehtipuuvaltaisilla metsillä on kuitenkin myös omaa erikoistunutta lajistoaan, joiden elinympäristövaatimuksiin sekapuustoiset metsät vastaavat heikommin. Putkilokasvien, sammalten ja jäkälän osalta Heinrichs ym. (2019) havaitsivat Saksassa, että havupuiden ja pyökin hallitsemassa maisemassa suurin aluetason lajirunsaus saavutetaan todennäköisimmin puhtaiden havu- ja pyökkimetsien mosaiikissa. Lisäksi Etelä-Ruotsissa tehdyssä linnustotutkimuksessa havu-lehtisekametsissä esiintyi yhteensä lähes 75 % kaikista havaituista lintulajeista, 67 % lehtimetsiin erikoistuneista lajeista ja 80 % havumetsiin erikoistuneista lajeista (Felton ym. 2021).

2.1.2.2 Elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyys

Elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyysaste voi rajata levittäytymiskyvyltään heikkojen lajien esiintymistä merkittävästi (Laita ym. 2010). Esimerkiksi sopivan elinympäristön määrä 1 km² alueella ja etäisyys elinympäristölaikkujen välillä yhdessä selittivät yli 78 % pyrstötaian pesimämetsiköiden asuttamisesta (Jansson & Angelstam 1999; Taulukko 1). Vastaavasti kytkeytyneisyys asuttuihin paloalueisiin 30 km säteellä lisäsi EU:n direktiivilajeihin kuuluvan havuhuppukuoriaisen (*Stephanopachys linearis*) kolonisaatiotodennäköisyyttä uusilla paloalueilla (Ranius ym. 2014).

Taulukko 1. Erikoistuneiden metsälajien elinympäristövaatimuksia. Havumetsällä tarkoitetaan havupuu- ja lehtimetsällä lehtipuuvaltaista metsää.

Laji	Elinympäristötyyppi	Elinympäristön laatu ja osuus (tarkastelumittakaava)	Viitteet
Kuukkeli	Vanhat havumetsät	Vähintään 50 % (350 ha aluetaso)	Angelstam ym. 2004, Edenius ym. 2004
Metso	Vanhat havumetsät	Vähintään 35 % (16 km ² aluetaso); runsaasti korpiympäristöjä (riistakolmiot)	Swenson & Angelstam 1993, Angelstam 2004, Miettinen ym. 2008, 2010
Pohjantikka	Vanhat havumetsät	Tuoreita pystyyn kuolleita kuusia vähintään 8 kpl/ha (100 ha aluetaso)	Angelstam ym. 2004, Zielewska-Büttner ym. 2018

Laji	Elinympäristötyyppi	Elinympäristön laatu ja osuus (tarkastelumittakaava)	Viitteet
Puukiipijä	Vanhat havumetsät	Varttuneen metsän (yli 100 m ³ /ha) osuus yli 52 % (200 m säde)	Suorsa ym. 2005
Liito-orava	Lehtipuustoiset sekametsät	Yli 12 % ja avoalueita alle 60 % (1 km ² aluetaso)	Reunanen ym. 2000, 2002, 2004
Pyy	Lehtipuustoiset sekametsät	Harventamattoman varttuvan tai varttuneen metsän koko vähintään 10–20 ha	Jansson ym. 2004
Valkoselkätikka	Vanhat lehtimetsät	Pystyyn kuollutta lehtipuustoa yli 1,4 m ² /ha, lehtipuuta 75 %, kuollutta puuta 20 % (100 ha aluetaso)	Gjerde ym. 1992, Angelstam ym. 2004, Roberge ym. 2008
Pikkutikka	Vanhat lehtimetsät	Vanhaa lehtimetsää 20 %, pystyyn kuollutta lehtipuustoa vähintään 0,3–1,2 m ² /ha (200 ha aluetaso)	Wiktander ym. 2001, Roberge ym. 2008

Soveltuvien elinympäristölaikkujen väliset etäisyydet ovat alue- ja maisematasolla tärkeitä lajin säilymisen määrittäjiä. Korpiympäristöt ovat luonnostaan saarekkeisia. Niiden kytkeytyneisyyden ja toisaalta järeiden kaatuvien kuusten jatkumon katkeaminen korpilaukuilla on saattanut johtaa korpikolvan (*Pytho kolwensis*; kovakuoriainen) häviämiseen laajoilta alueilta Suomessa (Siitonen & Saaristo 2000). Laaksonen ym. (2008) mallinsivat korpilajien esiintymistä vähäisen ja intensiivisen metsätalouden alueille ja havaitsivat, että useiden lajien säilyminen alueella edellytti niille soveltuvien korprien olevan riittävän lähellä toisiaan. Ruotsin koivuvaltaisissa metsissä Jansson ja Angelstam (1999) havaitsivat pyrstötiaisella, että kun pesimiseen sopivan ympäristön laikkujen välinen keskimääräinen etäisyys lyheni 500 metristä sataan metriin, todennäköisyys asuttamiselle nousi 0,1:stä 0,8:an. Ruotsissa pyrstötiaisen pesinnän todennäköisyys kasvoi, mitä lähempänä suojelualuetta tutkimusmetsikkö sijaitsi (Lindbladh ym. 2011).

2.1.2.3 Luonnonhoitotoimen onnistumisen riippuvuus ympäröivän alueen puustorakenteista

Yksittäisiä luonnonhoidon toimenpiteitä suunnitellaan ja toteutetaan yleensä yksittäisten metsikkökuvioiden tasolla, mutta toimenpiteiden lajistollinen vaikuttavuus riippuu kohdetta ympäröivän metsän rakenteesta. Alueelliset sidonnaisuudet koskevat erityisesti elinympäristövaatimuksiltaan erikoistuneita ja heikosti levittäytyviä lajeja. Kun luonnonhoidolla tavoitellaan tällaisten lajien tukemista, alueellisen näkökulman huomiointi lisää toimien kustannustehokkuutta (Lindbladh ym. 2011). Kohdennetulla luonnonhoidolla voidaan turvata lajien tarvitsemien resurssien jatkuvuutta niiden suojelun kannalta tärkeillä elinalueilla (Hof & Hjältén 2018) sekä parantaa eristyneiden elinympäristölaikkujen välistä kytkeytyneisyyttä (Bergsten ym. 2013, Orlikowska ym. 2020). Kohdentamalla luonnonhoitotoimet olemassa olevien luontokohteiden ja suojelualueiden välittömään läheisyyteen voitaneen parantaa sekä luontokohteiden että talousmetsien lajisto-oloja. Esimerkiksi Häkkinen ym. (2018) tutkivat eri kokoisten suojelualueiden linnustoa ja havaitsivat, että vanhan metsän määrä (mutta ei ympäröivän maiseman laatu) oli keskeinen lintujen yhteisörakenteen selittäjä; toisaalta homogenisointiteorian mukaisesti puustorakenteiltaan heikompileatuilla metsäalueilla sijaitsevien suojelualueiden lajisto oli niukempaa ja koostui enemmän yleislajeista. Ruotsissa tutkittiin lahoppuun tehostetun säästämisen lajistohyötyjä uudistamiskohteilla, joista osa oli lähempänä ja osa kauempana suojelualueilta (Hallinger ym. 2018). Kyseisessä tutkimuksessa havaittiin kovakuoriaislajiston olevan rikkaampaa ensin mainituilla kohteilla.

Alueellisten sidonnaisuuksien mittakaava vaihtelee lajien ja lajiryhmien välillä, ja sidonnaisuuksia voi ilmetä samalla lajilla useammalla eri mittakaavatasolla (Taulukko 2). Esimerkiksi paloalueille ilmaantuvan hyönteislajiston rakenne riippuu näitä kohteita ympäröivien metsien lahoppuustoisuudesta (Rubene ym. 2017). Yksittäisen lajin esiintymien kytkeytyneisyys vaikuttaa esiintymien yksilötiheyteen kymmenien kilometrien säteellä tarkasteltuna (Ranius ym. 2014). Toisaalta metsäpalolajisto vaihtelee maantieteellisesti, minkä vuoksi yksittäiselle paloalueelle ilmaantuvan lajiston voidaan odottaa olevan monipuolisempaa itäisessä kuin läntisessä Suomessa (Kouki ym. 2012); tämä saattaa johtua eroista alueiden metsien käyttöhistoriassa ja metsätalouden intensiteetissä, ja joiltakin osin myös monen lajin levinneisyyden luontaisesta itäpainotteisuudesta. Vastaavia suuren mittakaavan alueellisia eroja on havaittu Suomessa lisäksi lahoppualla elävien uhanalaisten kääpien (Penttilä ym. 2006) ja vanhoja metsiä suosivan linnuston esiintymisessä (Brotons ym. 2003).

Taulukko 2. Luonnonhoidon lajistovaikutusten riippuvuus tarkasteltavan metsävaltaisen alueen laadusta. Viitatuissa tutkimuksissa käytetyt tarkastelutasot on luokiteltu lähiympäristön tasoiksi (alle 1 km² mittakaava), maisematasoisiksi (1–99 km²) tai aluetasoisiksi (vähintään 100 km).

Hoitotoimi	Vaikutus	Tarkastelutaso
Kulotus	Paloja suosiva kovakuoriaislajisto on monipuolisempi paloalueilla Suomen itä- kuin länsiosissa luultavasti osin johtuen erilaisista metsätalous- ja palohistorioista (Kouki ym. 2012)	Alue
	Polton vaikutus paloja suosivaan kovakuoriaislajistoon on positiivinen varsinkin, jos lahopuun määrä on korkea (Rubene ym. 2017)	Maisema
	Parempi kytkeytyneisyys paloalueiden välillä (< 30 km) lisäsi havuhuppukuoriaisen kolonisaatiotodennäköisyyttä (Ranius ym. 2014)	Maisema
Lehtipuiden lisääminen	Havu-lehtisekametsien osuuden kasvu vaikutti positiivisesti metsäkanalintujen pesyeiden esiintymiseen (Huhta ym. 2017)	Lähiympäristö
	Lehtipuuvaltaisten metsien suurempi kytkeytyneisyys lisäsi pähkinänakkelin, viitatieisen ja pyrstötieisen esiintymistodennäköisyyttä (Enoksson ym. 1995)	Maisema
Haapojen säästäminen	Haapalahopuun määrä vaikutti positiivisesti kuolleilla haavoilla esiintyvään erikoistuneeseen hyönteislajistoon (Ranius ym. 2011)	Lähiympäristö
	Haapojen määrä ja osuus puustosta vaikuttivat positiivisesti haavalle erikoistuneiden jäkälien esiintymiseen haapojen rungoilla (Hedenäs & Ericson 2008)	Alue
Kuusilahopuun lisääminen	Yli 60-vuotiaan metsän kasvava osuus vaikutti positiivisesti uhanalaisen ja silmälläpidettävän kääpälajiston esiintymiseen lahopuilla (Korhonen ym. 2021)	Lähiympäristö

Edellä kuvattuja, eri aluemittakaavoissa tehtyjä havaintoja arvioitaessa on hyvä tiedostaa, että havaittavat vaikutukset voivat eri mittakaavan tasoilla olla heikompia ja joskus myös vastakkaisia. Esimerkiksi Latviassa metsämaisemien kasvava vaihtelevuus selitti kuusella elävän, yhtäläissiipisiin kuuluvan *Physokermes piceae* -hyönteisen esiintymistä 100 m säteellä tarkasteltuna negatiivisesti mutta 1 km säteellä tarkasteltuna positiivisesti (Baders ym. 2018). Tämän tyyppiset, erisuuntaiset tulokset

voivat johtua esimerkiksi lajin vaatiman resurssin (tässä tapauksessa kuuset) eri tavoin ilmenevästä keskittymisestä metsikön sisällä ja aluetasolla.

2.1.3 Metsäympäristöjen pienvedet

Vesilain 1 luvun 3 § mukaan joki on virtaavan veden vesistö, jonka valuma-alue on yli 100 km² ja puro on jokea pienempi virtaavan veden vesistö. Noro on vielä puroakin pienempi vesiuoma, jonka valuma-alue on alle 10 km² ja jossa ei jatkuvasti virtaa vettä eikä kalojen kulku näin ollen ole mahdollista. Käytännössä pienempien uomien määrittäminen puroksi tai noroksi ei ole aina yksiselitteistä, ja niiden tunnistaminen maastossa voi olla vaikeaa etenkin talvella.

Pienvesien määrittelyä ja lajiston uhanalaisuutta on kuvattu kattavasti tuoreessa pienvesioppaassa (Tolonen ym. 2019). Pienvesien suojelua säädellään vesilaissa (587/2011) ja metsälaissa (1093/1996). Metsälain 10 §:n mukaan suojeltavia ovat ns. erityisen tärkeät elinympäristöt, joiden tulee määritelmällisesti olla luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia. Muuttuneisuus (poikkeama luonnontilasta) arvioidaan sen perusteella, ovatko biologisen monimuotoisuuden kannalta olennaiset ominaispiirteet säilyneet mahdollisesta aikaisemmasta ihmisen toiminnasta huolimatta (Tolonen ym. 2019). Toimintamalli ei välttämättä aina johda lajien suojelun kannalta optimaaliseen tulokseen. Esimerkiksi Juutinen & Kotiaho (2011) vertailivat metsälaki- ja muiden lähteikköjen sammallajimääriä. He havaitsivat erikoistuneiden ja uhanalaisten lajien esiintyvän niissä samalla tavoin.

Pienet virtavedet, lähteet ja lammet ovat tärkeä osa luonnon vesitaloutta ja monimuotoisuutta. Monimuotoisuuden kannalta erityisesti pienvedet (latvapurot, norot, lähteet) ovat avainasemassa, koska niiden on arvioitu muodostavan noin 90 % koko sisävesien verkostosta (Bishop ym. 2008). Suomessa puroja on arvioitu olevan noin 120 000 km, joista valtaosa sijaitsee metsävaltaisilla alueilla (Koivula ym. 2022). Näin ollen metsätalous onkin muuttanut purojen ja muiden pienvesien tilaa monin eri tavoin. Vedenvirtauksen mukana pienimmistäkin puroista kulkeutuu niiden alapuolisiin vesistöihin ravinteita, sedimenttejä sekä eliölajistoa. Toimenpiteet latvapuroilla vaikuttavat esimerkiksi lajiston esiintymiseen ja hiilenkiertoon paitsi muuttuvissa kohdissa, myös niiden alajuoksulla sijaitsevilla joissa tai järvissä (Moore ym. 2018, Kuglerová ym. 2021).

2.1.3.1 Suojavyöhykkeiden merkitys vesistöille

Pienvedet rantavyöhykkeineen ovat erityisen arvokkaita lajistollisia avainympäristöjä sekä maalla että vesistöissä eläville lajeille (Finn ym. 2011, Kuglerová ym. 2014, Richardson 2019 sekä viitteet näissä), ja ne voivat toimia myös lajien leviämisen läh-

teinä tai tarjota suojaympäristöjä eliöstölle (Wipfli ym. 2007). Pienimpien purojen yhteys niiden rantavyöhykkeeseen onkin merkityksellinen ja niillä myös riittävän suojavaikkeen tarve on suurin (Wallace & Eggert 2015).

Suojavyöhykkeet ylläpitävät lukuisia pohjaveden ja vesistön välisiä biogeokemiallisia yhteyksiä (Kreutzweiser ym. 2008, Futter ym. 2010, Lidman ym. 2017b, Tolkinen ym. 2020). Niiden kasvillisuus juuristoinen myös tasapainottaa rantavyöhykkeitä vähentäen suoraa sedimentaatoriskiä rannoilta sekä pidättäen myös kauempaa tulevaa kiintoaineen huuhtoutumista ja muuta kuormitusta vesistöihin (Kreutzweiser ym. 2009, Ledesma ym. 2018).

Suojavyöhykkeiden merkitystä vesistöille on tarkasteltu paljon niitä ympäröivien hakuiden aiheuttamien vaikutusten kautta. Rantavyöhykkeiden hakkuut lisäävät rantojen kulumista, muuttavat pienvesiä ympäröivää mikroilmastoa, maan kosteusolosuhteita, veden valaistusolosuhteita sekä vesistöön kulkeutuvan orgaanisen aineen määrää ja laatua (Kreutzweiser ym. 2009, Richardson & Béraud 2014, Maher Hasselquist ym. 2021).

Ilmaston lämmetessä yhä tärkeämpi merkitys on suojavaikkeen rantapuuston ja pensaiden varjostuksella, mikä tasaa veden lämpötilavaihteluita ja viilentää vettä etenkin pitkinä hellejaksoina (Kreutzweiser ym. 2009, Turunen ym. 2021). Liian lämpimät vedet vaikuttavat kalaston esiintymiseen tai voivat aiheuttaa niille fysiologista stressiä (Groom ym. 2017, Pörtner ym. 2017). Suojavyöhykkeiden jättämisellä voitaisiin myös vähentää metsätaloustoimenpiteistä aiheutuvaa hiilen huuhtoutumista vesistöihin, mikä voimistaa vesien tummumista (de Wit ym. 2016, Nieminen 2021) ja yhdessä varjostuksen kanssa aiheuttaa muutoksia virtavesiekosysteemien ravintoverkoissa (Jyväsjärvi ym. 2022). Suojavyöhykkeiden leveys muuttaa myös purojen selkärangattomien lajimäärää ja yhteisörakennetta (Jyväsjärvi ym. 2020). Riittävä suojavaikkeen on edellytys myös taimenten ja jokihelmisimpukoiden esiintymiseen metsätaloustalustien alueiden puroissa (Österling & Högberg 2014).

2.1.3.2 Lehtipuiden suosiminen erityisesti suojavaikkeilla

Valtaosa orgaanisesta aineksesta on erityisesti syksyisin puista puroihin varisevaa lehtikariketta, mikä on puroekosysteemien tärkein ravinnonlähde. Kapeilla suojavaikkeilla (< 15 m) lehtikariketta tulee puroihin vähemmän kuin leveämmillä suojavaikkeilla (> 15 m; Jyväsjärvi ym. 2020). Mikrobit ja osa selkärangattomista pilkkovat lehtikariketta muille ryhmille sopivampaan muotoon. Ravintoverkossa hyödyt tai haitat kertautuvat lopulta kalastoon tai jopa ihmisiin asti. Lehtipuiden suosiminen puroja ympäröivillä suojavaikkeilla parantaakin vesiekosysteemin toimintaa (Lidman ym. 2017a). Lisäksi lehtipuiden lehtikarika tarjoaa mikrobeille runsaan hiilen lähteen,

jolloin se voi nopeuttaa mikrobien typen sitomista ja denitrifikaatiota (Gundersen ym. 2006, Duan ym. 2014).

2.1.3.3 Suojavyöhykkeiden leveys

Suojavyöhykkeen toimivuuteen vaikuttavat hydrologinen kierto ja mahdollinen pohjavesiyhteys, maaperän kaltevuus, vyöhykkeen kasvillisuus sekä purooman koko. Suojavyöhykkeen kiinteä leveys (esim. 10 m) ei olisi ekologisesta näkökulmasta optimaalinen vaihtoehto (Lundström ym. 2018, Chellaiah & Kuglerová 2021, Mäenpää ym. 2020), ja leveämpi on tietyissä rajoissa kapeampaa parempi. Esimerkiksi 30 metrin suojavyöhykkeen sisällä olevissa puroissa taimenten esiintyminen on todennäköisempää kuin 15 metrin suojavyöhykkeen sisällä (Jones ym. 2006). Suojavyöhyke tulisi määrittellä kohdekohtaisesti (Kuglerová ym. 2014).

Tietyillä alueilla suojavyöhykkeillä on mahdollista ja joissakin erityistilanteissa suota-vaakin poistaa puustoa ilman merkittävää lajistohaittaa. Esimerkiksi puuston harven-taminen 30 %:lla ei havaittu vaikuttavan rantavyöhykkeen kasvillisuuteen noin 30 metrin levyisillä suojavyöhykkeillä (Oldén ym. 2019a). Varovaisen poimintahakkuun ei ha-vaittu vaikuttavan purojen eliöstöön yli 30 metrin suojavyöhykkeillä (Kreutzweiser ym. 2010). Havupuiden vähentämisellä voi olla jopa suotuisia lajistovaikutuksia (Jonsson ym. 2017).

Pohjoisen metsäisimmillä alueilla (Suomi, Ruotsi ja Brittiläinen Kolumbia Kanadassa) sovellettavat suojavyöhykkeiden leveydet ja niillä sallittavat metsätalouden toimet ovat vaihtelevia (Kuglerová ym. 2020). Kanadan länsirannikolla suojavyöhykkeitä ei edellytetä jätettäväksi pienien purojen reunoille, mutta isompien kalapitoisten purojen reunoille suositellaan jätettäväksi 20–50 metrin levyinen suojavyöhyke; Ruotsissa ja Suomessa suositukset vaihtelevat 5–50 metrin välillä (ibid.).

Viimeisen vajaan kymmenen vuoden aikana toteutetuissa avohakkuissa Kanadan län-sirannikolla sijaitsevassa Brittiläisessä Kolumbiassa noin 45 prosentilla puroja ei ollut käytetty lainkaan suojavyöhykkeitä ja siellä missä niitä oli, vyöhykkeiden leveys oli keskimäärin noin yhdeksän metriä (Kuglerová ym. 2020). Ruotsissa keskimääräinen suojavyöhykkeiden leveys oli samalla ajanjaksolla noin neljä metriä ja Suomessa noin 15 metriä. Näillä alueilla myös toimenpiteiden toteutus vaihtelee: Kanadassa 30 metrin etäisyydellä puroista ei havaittu ollenkaan metsäkoneiden jälkiä tai maanmuok-kausta, kun taas Ruotsissa ja Suomessa maanmuokkausta oli tehty noin puolella pu-rojen reuna-alueista. Suoraan puroihin johtavia ojituksia havaittiin Suomessa 28 pro-sentilla, Kanadassa 22 prosentilla ja Ruotsissa noin 11 prosentilla puroista. Näissä vertailuissa mukana olleiden purojen valuma-alueet olivat kooltaan < 15 km². (Kugle-rová ym. 2020.)

Ongelmina toimivan suojavyöhykkeen määrittämiselle ovat tieteellisen ja kokonaisvaltaisen tutkimustiedon vähyys sekä metsätalousajattelun perinteinen erottelu terestrisen ja akvaattisen elinympäristön välillä (Jyväsjärvi ym. 2020).

2.1.3.4 Säästöpuut ja kuolleen puun säästäminen

Pienvesien suojavyöhykkeet, kuten muutkin arvokkaat luontokohteet, tulisi pääsääntöisesti jättää käsittelemättä. Jos hakkuita kuitenkin niiden tuntumassa tehdään, tulisi säästettävää puustoa jättää mieluummin ryhmiin kuin harvaan yksinpuin (Mallik ym. 2014). Havupuut esiintyvät talousmetsissämme usein vallitsevina, ja etenkin kuusivaltaisilla kohteilla on puita poistettaessa syytä huomioida jätettävien puiden tuulensieto. Kuuset ovat herkempiä kaatumaan tuulen voimasta esiintyessään yksittäin kuin ryhmässä, joten ryhmissä ne (kuten muutkin valtapuulajimme) säilyvät todennäköisesti paremmin (Mäenpää ym. 2020, Kuglerová ym. 2020). Säästettävien puiden jättäminen ryhmiin mahdollistaa myös niiden ulkopuolella valoisampia maastonkohtia lehtipuiden ja -pensaiden nopeampaan luontaiseen uudistumiseen ja leviämiseen. Ikääntyessään ja lopulta vähitellen kuollessaan puuryhmät voisivat tuottaa puroihin kuollutta puuta paljon pitemmällä ajalla kuin liian harvaksi hakatulta kuviolta nopeasti kaatuvat puut (katso myös Elävien säästöpuiden jättäminen).

Metsäalueiden puroihin kuuluu luontaisesti myös elävä ja kuollut luonnonpuu, jonka esiintymistä puroissa metsätalous on vähentänyt. Luonnonpuulla on tärkeä merkitys puron ekosysteemille muun muassa veden ja orgaanisen aineksen pidätyskyvyn sekä elinympäristön monimuotoisuuden lisääjänä. Purouomaan kaatunut puunrunko tarjoaa suoja- ja piilopaikkoja eliöstölle sekä pidättää tehokkaasti puroille tärkeää lehtikariketta jopa tehokkaammin kuin kivet, etenkin tulvatilanteissa. Kuolleen ja vesistöjen rannoille kaatuneiden puunrunkojen säästäminen olisikin oleellista vesiekosysteemien toiminnan kannalta. (Koljonen ym. 2012).

Ero talous- ja luonnonmetsien puropuiden määrässä ja toisaalta erilaisilla talousmetsien suojavyöhykkeillä voi olla huomattava. Esimerkiksi Venäjän luonnontilaisisten metsien puroissa on kuollutta luonnonpuuta noin 20 kertaa enemmän kuin Suomen puoleisissa metsissä (331,6 vs. 16,8 m³/ha; Liljaniemi ym. 2002). Metsätalousvaltaisilla alueilla etenkin kapean suojavyöhykkeen (< 15 m) puroissa on vähemmän niihin luontaisesti kuuluvaa luonnonpuuta kuin leveämmän suojavyöhykkeen puroissa (> 15 m; Jyväsjärvi ym. 2020).

Kulotuksien vaikutuksia puroekosysteemeihin ei ole selvitetty. Laajamittaisina kulotuksilla tai metsäpaloilla voi olla vaikutuksia vesistöihin huuhtoutuvan typen ja hiilen määrään jopa yli 10 vuoden ajan (Rhoades ym. 2019). Etenkin havupuuvältaisten metsien kulotukset tuovat metsään valoa ja kasvumahdollisuuksia myös lehtipuulle (Hellberg ym. 2009), joten ne voisivat hyödyttää myös vesien ekosysteemejä.

2.1.3.5 Vaellusyhteyden huomioiminen metsäteiden ylläpidossa

Tehokas metsätalous edellyttää kattavaa tieverkostoa, mutta tiheään toistuvista tierummuista noin joka toisen on arvioitu estävän vesieliöiden vaeltamisen osittain tai kokonaan (Moilanen & Luhta 2018). Keski-Suomessa tarkastelluista yli 800 tierummusta noin 40 % todettiin estävän vaelluskalojen liikkumisen (Eloranta & Eloranta 2016). Useimmiten tämä johtui rummun alapään liian suuresta pudotuksesta, liian suuresta virtausnopeudesta, pohjarakenteen sileydestä, veden mataluudesta ja vähyydestä rummussa sekä rummunsuun kivi-, jäte- ja karikepadoista (ibid.). Tierumpujen kunnostamisesta on laadittu hiljan opas, josta löytyy tietoa myös rahoituksesta (Karppinen 2020). Olennaista huonosti toimivien rumpujen kunnostustoimissa ovat rummun virtausnopeuden hidastaminen, rummun sisäpuolen kiveäminen, lähestymisalueen kunnostus esimerkiksi kivi- ja sora-ainesta lisäämällä, rummun suualueen rai-vaus sekä äärimmäisenä keinona ylitysrakenteen vaihto (ibid.).

2.2 Tavoite 2: Luonnonhoito talousmetsissä: näkökohtia metsänhoidon suosituksista ja luonnonhoito-ohjeista

Luonnonhoito-ohjeet ovat asiasisällöltään laadukkaita

Saatavilla olevien luonnonhoito-ohjeiden asiasisältö on kokonaisuudessaan korkeatasoista ja monipuolista. Monimuotoisuuden eri osa-alueiden tavoitteita on taustoitettu laajasti, ja käytännön ohjeistus on runsasta ja yksityiskohtaista. Kuvausten ja ohjeiden runsaus voi kääntyä heikkoudeksi sellaisissa tilanteissa, joissa tiedon hakija tai käytännön toimija haluaisi nopeasti vastauksen siihen, miten huomioida luontoarvoja viireillä olevissa metsänkäsittelytoimenpiteissään. Tiedon hakeminen voi tuntua liian vaikealta, jos asiaan paneutumiseen ei ole riittävästi aikaa. Laajat, erilliset luonnonhoito-ohjepaketit voivat myös luoda turhaan sellaisen vaikutelman, että luonnonhoito vaatisi aina maanomistajalta suuria lisäpanostuksia.

Yksityismetsiin tarkoitettu työopas metsän- ja luonnonhoidon suosituksista keskittyy puuntuotannon piirissä olevien metsien hoitoon, ja sen kohderyhmänä ovat kaikki yksityismetsänomistajat ja metsätoimijat (Saaristo & Vanhatalo 2019). Tässä näitä Tapio Oy:n koordinoimia suosituksia kutsutaan yleisiksi luonnonhoito-ohjeiksi. Metsähallitus Metsätalous Oy:n ympäristöopas on erityisesti omalle henkilöstölle sekä urakoitsijoille ja heidän työntekijöilleen suunnattu metsänhoidon käsikirja valtion monikäyttömetsien hoitoon ja käyttöön (Kaukonen ym. 2018). Puuntuotannon piirissä olevien metsien ohella ympäristöoppaassa käsitellään jonkin verran myös puuntuotannon ulkopuolelle

jätettävien elinympäristöjen hoitoa, kuten soiden ennallistamista. Metsäkeskuksen, Tapio Oy:n ja metsäalan toimijoiden Monimetsä-hankkeessa edistetään luonnonhoidon keinojen omaksumista osaksi tavallista talousmetsänhoitoa. Hankkeen tuottamat yksityismetsänomistajille ja metsätoimijoille suunnatut luonnonhoito-ohjeet on ryhmitelty osa-alueisiin, kuten vesiensuojeluun metsätaloudessa, energiapuun korjuuseen ja luontokohteiden ja lajien turvaamiseen (Metsäkeskus 2022). Tässä Monimetsä-hankkeen tuottamaa materiaalia kutsutaan Metsäkeskuksen luonnonhoito-ohjeiksi. Myös kaikkien kolmen tahon yleisiin metsänhoitosuosituksiin ja ohjeisiin sisältyy luonnonhoitotoimien kuvauksia. Metsähallitus kertoo välttävänsä päällekkäisyyksiä eri työoppaiden välillä.

2.2.1 Kaikissa talousmetsissä toteutettavissa olevat luonnonhoidon keinot

Tarkoituksenmukaisinta luontoarvojen edistämisen kannalta olisi niiden huomioiminen kaikessa metsänkäsittelyssä (Taulukko 3). Puuntuotannollisten ja taloudellisten tavoitteiden rinnalla toteutettavissa olevien luonnonhoitokeinojen sisällyttäminen yleisiin metsänhoidon suosituksiin tukisi tätä tavoitetta parhaiten tuomalla tietoa myös niille metsänomistajille ja toimijoille, jotka eivät itsenäisesti etsi tietoa luonnonhoidosta. Yhtenäinen ohjeistus myös hälventää harhakäsitystä siitä, että luonnonhoito olisi muusta metsänkäsittelystä irrallaan olevaa, ylimääräistä panostusta vaativaa toimintaa. Luonnon monimuotoisuuden kannalta on hyödyllistä tuoda selkeästi esiin se, että luonnonhoito on pitkälti metsänkäsittelyn keventämistä, "turhasta siivoamisesta" luopumista, kuten lehtipuusekoituksen vaalimista taimikon perkauksessa tai kuolleen ja lahon puun säästämistä metsikön kaikissa kehitysvaiheissa. Esimerkiksi ensiharvennusta koskevat ohjeet ovat toteuttamiskelpoisia ja luonnon monimuotoisuutta edistäviä kaikissa metsissä (Taulukko 3) (Saaristo & Vanhatalo 2019).

Taulukko 3. Yhteenveto yleisten suositusten (YMH), Metsähallituksen Metsätalous Oy:n ja Suomen metsäkeskuksen talousmetsien luonnonhoito-ohjeista.

Hoitotoimi	YMH	Metsähallitus	Metsäkeskus
Luontokohteet	x	x	x
Turvataan erityiset lajiesiintymät	x	x	x
Monimuotoisuudelle tärkeät rakennepiirteet:			
Säästöpuut, säästöpuuryhmät	x	x	x

Hoitotoimi	YMH	Metsähallitus	Metsäkeskus
Lahopuiden säästäminen	x	x	x
Sekapuustoisuuden suosiminen	x	x	x
Säilytetään puulajimäärä			x
Tekopökkelöt	x	x	x
Suojatiheiköt (riistatiheiköt)	x	x	x
Riistan elinympäristöjen hoito		x	
Vesiensuojelu:			
Suojavyöhykkeet	x		
Puunkorjuu	x	x	x
Maanmuokkaus	x	x	x
Energiapuun korjuu	x	x	x
Ojien kunnostus, vesiensuojelurakenteet	x	x	x
Pohjavesialueiden metsänkäsittely	x	x	x
Metsäpurojen kunnostus		x	x
Metsäautoteiden tierumpujen toteutus niin, että vesieliöstön vapaa liikkuvuus on mahdollista		x	x
Luonnonhoito maanmuokkauksessa	x	x	x
Maisemanhoito	x	x	x
Soiden reunojen vaihtumisvyöhykkeet	x	x	x
Pellon reunavyöhykkeen käsittely monikerroksisena ja lajistollisesti monimuotoisena	x		x
Metsälain turvaamien elinympäristöjen suojavyöhykkeet	x		x
Suojelualueiden reunavyöhykkeet		x	x
Haitallisten vieraslajien torjunta		x	x
Ekologinen verkosto, kytkeytyneisyys		x	x

2.2.2 Luontokohteet ja luontoarvojen ylläpitämistä painottava metsätalous (closer-to-nature-forestry)

Tarkempaa paneutumista varsinaisiin luonnonhoito-ohjeisiin tarvitaan erityiskohteissa ja sellaisissa tapauksissa, joissa maanomistaja asettaa luontoarvojen vaalimisen puuntuotannolle rinnakkaiseksi tai jopa ensisijaiseksi tavoitteeksi. Tällainen luonnon monimuotoisuutta tukeva metsänkäsittely tuodaan esille EU:n uudessa biodiversiteettistrategiassa (EK 2020) ja metsästrategiassa (EK 2021a) käsitteenä closer-to-nature-forestry ja kestävän rahoituksen luokitusjärjestelmässä käsitteenä suojeleva metsätalous (*conservation forestry*) (EK 2021b). Metsien luonnonhoito-ohjeiden 'Luonnonhoidolliset hakkuut' -luku antaa hyvän tietopohjan eri metsäelinympäristöjen luontoarvotavoitteiden saavuttamiseksi (Taulukko 4) (Saaristo & Vanhatalo 2019). Myös Metsähallitus Metsätalous Oy kuvaa luonnonhoito-ohjeissaan luonnonhoidollisten hakkuiden toimintakäytännöt, joissa puuntuotannollisista tavoitteista voidaan tinkiä luontoarvotavoitteiden saavuttamiseksi.

Taulukko 4. Luonnonhoidollisten hakkuiden kuvausten elinympäristöt

Elinympäristö

Rantametsät
Lehdot
Vähätuottoiset ojitetut turvemaat
Viljavat, luontaisessa tilassaan avoimina tai harvapuustoisina olleet, turvemaat
Korvet
Suon ja kangasmaan vaihtumisvyöhykkeet
Pellon ja metsän vaihtumisvyöhyke
Harjujen paahdeympäristöt
Puustoiset perinneympäristöt
Kulotusalueet
Ensiharvennus

2.2.3 Vapaaehtoinen ja lakisääteinen luonnonhoito

Luonnonhoito-ohjeissa kuvatut toimet ovat osin lakisääteisiä, osin metsäsertifiointin kriteereihin perustuvia ja osin täysin vapaaehtoisia, kaiken sääntelyn ja sitoumusvelvoitteiden ulkopuolelle jääviä. Metsäkeskuksen ohjeistuksessa kuvataan selkeästi, mikä on talousmetsissä vaadittavan lakisääteisen luonnonhoidon vaatimustaso, mitkä toimet ovat metsäsertifiointistandardien asettamia velvoitteita ja mitkä muita tunnettuja luonnon monimuotoisuutta talousmetsissä ylläpitäviä käytäntöjä. Lakisääteilyn toteutumisen takaamiseksi selkeä jaottelu lakiin perustuviin velvoitteisiin (metsä-, metsätuhojen torjunta-, vesi- ja luonnonsuojelulaki) ja vapaaehtoisuuteen perustuviin suosituksiin olisi tarkoituksenmukaista. Muutoin riskinä on joko kaiken luonnonhoidon tai vesien pilaamiskiellon mieltäminen vapaaehtoisuuteen perustuvaksi tai toisaalta luonnon monimuotoisuudelle tärkeiden rakennepiirteiden vaalimisen mieltäminen lain vastaiseksi. Esimerkkeinä tästä voi mainita vesien pilaamiskiellon rikkomisen omatoimisen Ely-keskukselle ilmoittamatta jätetyn uudisojituksen kautta (vesilaki) tai tuulenkaatojen poistamisen mahdollisen kirjanpainajatuhon ehkäisemiseksi kaavoituksessa suojelualueeksi osoitetulla alueella (laki metsätuhojen torjunnasta).

2.2.4 Luonnonhoito-ohjeiden puutteita

Luonnonhoito-ohjeiden epäkohtana voi pitää niistä koituvien hyötyjen esittelyistä puuttuvaa metsätuho- ja puuntuotannollista näkökulmaa. Yhteiskunnallisen hyväksyttävyyden ja vastakkain asettelun hillinnän kannalta olisi syytä lisätä ymmärrystä luonnonhoidon pitkän aikavälin myönteisistä vaikutuksista puuntuotannon jatkuvuudelle. Esimerkiksi lahoppuujatkumosta huolehtiminen ei tuota hyötyjä ainoastaan siitä riippuvaiselle eliöstölle vaan myös elävälle puustolle. Kun turvataan riittävä lahoppuuston määrä, ylläpidetään myös puuston kasvua vapauttamalla puuston sitomat ravinteet takaisin juuriston käytettäväksi. Monimuotoinen eliöstö hillitsee myös tuhonaiheuttajien massaesiintymisen riskiä turvaten yhdessä lajistollisesti ja geneettisesti monimuotoisen puuston ylläpidon kautta metsien sopeutumisen muuttuviin ilmasto-olosuhteisiin.

Ekologista kytkeytyneisyyttä on tarkasteltu Metsäkeskuksen ja Metsähallituksen ohjeissa, muttei yleisissä luonnonhoidon ohjeissa. Pajujen säästämisen merkitys pölyttäjien keväisen ravinnon saannin turvaajana tulee ohjeissa esiin vain välillisesti. Myöskään vesien monimuotoisuudelle aiheutuvia haittoja riittämättömien tai liikaa käsiteltyjen suojavaikokkeiden tapauksessa ei tuoda selkeästi esiin.

2.3 Tavoite 3: Ulkoilukäytön ja talousmetsien luonnonhoidon yhteensovittamisen mahdollisuudet

Intensiivinen metsänhoito – erityisesti tasaikäisenä ja -kokoisena kasvatettava metsä, jossa on hyvin vähän vanhoja, kuolevia tai kuolleita puita – on suurin syy metsän rakenteen yksipuolistumiseen ja monimuotoisuuden köyhtymiseen talousmetsissä (Siitonen 2001, Hyvärinen ym. 2019, Koivula ym. 2020). Talousmetsien luonnonhoidolla pyritään lisäämään hoidettuihin metsiin sellaisia rakennepiirteitä, jotka edistävät elinympäristöjen ja lajiston monimuotoisuutta. Monimuotoisuutta vahvistaviin rakennepiirteisiin kuuluvat muun muassa vanhat puut, lehtipuut, kuolleet maa- ja pystypuut sekä monilajinen puusto ja monikerroksinen latvus.

Metsien ulkoilukäytöllä tarkoitetaan kaikenlaista ulkoilua metsissä, kuten luonnon tarkailua, kuntoilua, marjojen ja sienten poimimista, metsästystä sekä muunlaista virkistytymistä metsämaisemassa. Useimmat suomalaiset asuvat lähellä metsää. Keskimäärin jokaisella suomalaisella lähin metsä sijaitsee noin 600 m päässä kotoa (Sievänen & Neuvonen 2011, Pyky ym. 2019), ja siksi lähimetsä onkin monelle tärkeä ulkoilupaiikka. Suomessa jokamiehenoikeudet mahdollistavat sen, että julkisessa ja yksityisomistuksessa olevia talousmetsiä voi vapaasti hyödyntää ulkoiluun (Juutinen ym. 2017). Voimakas ulkoilukäyttö koetaan kuitenkin uhkana luonnonekosysteemeille ja uhanalaisille lajeille (Tolvanen & Kangas 2016). Uhanalaisia lajeja, kuten kääpiä, voi kuitenkin esiintyä jopa kaupunkialueiden metsissä voimakkaasta ulkoilukäytöstä huolimatta, jos metsän rakennepiirteet ja metsien välinen kytkeytyneisyys mahdollistavat lajeille sopivat elinympäristöt ja niiden tarvitsemien kasvualustojen jatkumot (Korhonen ym. 2020, 2021).

Ulkoilijoiden mielipaikat ja monimuotoisuudelle arvokkaat kohteet sijoittuvat usein saman alueen eri osiin (Tolvanen ym. 2020). Toisaalta lajistoltaan monimuotoiset metsäalueet eivät aina ole optimaalisia esimerkiksi marjastuksen kannalta, sillä marjoja muodostuu parhaiten harvennushakatuilla metsäalueilla (Miina ym. 2009, Tolvanen ym. 2020). Kaikki ulkoiluaktiviteetit eivät myöskään ole sallittuja monimuotoisuuden kannalta arvokkaissa kohteissa, ja siksi metsien ulkoilukäyttö keskittyy yhä enemmän talousmetsiin (Heinonen 2007, Tyrväinen ym. 2017). Koska ulkoiluun käytettävät ja monimuotoisuudelle arvokkaat alueet sijaitsevat usein eri paikoissa, on metsäsuunnittelussa huomioitava nämä erilaiset lähtökohdat ja valittava kuhunkin metsikköön sopivat metsänkäsittelymenetelmät. Ulkoiluun tarkoitetuilla alueilla metsänhoidossa korostuvat hyvä näkyvyys, turvallisuus, hyvät kulkureitit ja ulkoilumahdollisuudet sekä kauniit maisemat (esim. Silvennoinen 2017), kun taas monimuotoisuudelle arvokkailla

alueilla tärkeitä ovat lahopuun riittävyys, monilajinen ja -kerroksinen puusto ja luontainen metsän kehitys (esim. Hyvärinen ym. 2019, Koivula ym. 2022). Laajemmassa mitakaavassa tärkeää on erilaisten ja vaihtelevien metsän rakenteiden esiintyminen.

Huomioitavaa on, että Suomessa ei ole tehty tutkimuksia, joissa olisi selvitetty täsmällisesti lajistollisen monimuotoisuuden ja kansalaisten kokeman metsän miellyttävyyden välisiä yhteyksiä. Ulkomaisissa tutkimuksissa koetun luonnontilaisuuden ja hyvinvoinnin välillä on kuitenkin löydetty positiivinen yhteys (Tolvanen ym. 2020 ja viitteet siinä). Monimuotoisuuden ja turvallisuuden kokemuksen (ja saavutettavuuden) välillä on puolestaan havaittu negatiivinen yhteys, mikä johtuu ilmeisesti siitä, että monimuotoiseen ja luonnontilaiseksi koettuun metsäkohteeseen liitetyt piirteet, kuten tiheä monikerroksinen latvuseros sekä lahoava ja kuollut puu, voidaan kokea turvallisuusrisikinä tai muutoin epäesteettisenä tai epäsiistinä (Silvennoinen ym. 2002, Tyrväinen ym. 2003).

Vaikka monimuotoisuuden on havaittu olevan tärkeä vetovoimatekijä kansallispuistoissa, se ei itsessään ole useinkaan pääsyy hakeutua jollekin metsäalueelle ulkoilemaan (Tolvanen ym. 2020). Usein tärkeämpiä ovat metsäkohteen muut ominaisuudet, kuten saavutettavuus, hyvä polkuverkosto, mahdollisuus erilaisiin ulkoiluaktiviteetteihin tai hyväksi tiedetty marja- tai sienipaikka (Tyrväinen ym. 2007). Metsäkasvillisuuden kulumisen estämiseksi polkujen varsille voidaan jättää luontaisia esteitä kulkemiselle, kuten maapuita ja kiviä (Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2014), ja antaa pensaskerroksen kasvaa tiheämpänä kauempana polusta, jolloin ulkoilijat harvoin hakeutuvat tällaisille alueille. Tällaisella kulunohjauksella on positiivisia vaikutuksia myös metsänpohjassa eläviin maakiitäjäisiin (Kotze ym. 2012).

Myös maiseman kauneus, vetovoimaisuus ja vaihtelevuus, rauha ja hiljaisuus ovat ominaisuuksia, jotka on liitetty ihmisten ulkoiluaktiivisuuteen ja kohteen miellyttävyyteen (Tyrväinen ym. 2007, 2017, Pyky ym. 2019, Tolvanen ym. 2020). Kohteen vetovoimaisuutta lisäävät luonnontilaisuus ja vesistöjen läheisyys. Myös ulkoilualan koolla ja kytkeytyneisyydellä on vaikutusta ulkoiluaktiivisuuteen (Tyrväinen ym. 2007).

Ulkoilijoilla on hyvin monenlaisia ja toisistaan poikkeavia näkemyksiä siitä, millainen on hyvä ulkoilumetsä, ja näihin näkemyksiin vaikuttavat monet taustatekijät. Tämän vuoksi samasta metsästä ja sen hoidosta annetaan usein eriäviä mielipiteitä (Juutinen ym. 2017, Simkin ym. 2021). Ulkoilijan metsämaisemamieltymyksiin ja ulkoilukokemukseen vaikuttavat voimakkaasti maisemaa arvioivan henkilön ikä, sukupuoli, koulutus, asuinpaikka ja aiemmat kokemukset metsistä (Tyrväinen ym. 2007, Pyky ym. 2019). Usein nuorille ja luonto-orientoituneille kaupunkiasujille monimuotoisuuden liitetyt piirteet metsämaisemassa, kuten lahopuut ja tiheiköt, ovat hyväksyttävämpiä kuin vanhemmille ja elantonsa metsästä saaville maaseudulla asuville henkilöille,

joille luonnon hyödyntäminen, kuten marjojen ja sienten poimiminen ja puunmyyntitulot, voi olla monimuotoisuutta tärkeämpi arvo (Silvennoinen ym. 2002, Tyrväinen ym. 2003, Tolvanen ym. 2020). Kuitenkin koulutus ja tietoisuuden lisääminen monimuotoisuudelle tärkeistä metsän rakennepiirteistä, metsäkohteen monimuotoisuusarvoista tai lajistollisesta monimuotoisuudesta lisäävät kohteen maisemallista hyväksyttävyyttä (Tyrväinen ym. 2007, Silvennoinen 2017).

Muutokset tutussa metsämaisemassa koetaan usein negatiivisina sekä haitallisina monimuotoisuudelle, ja siksi ulkoiluun tarkoitettussa metsässä kannattaisikin suosia metsän kasvattamista peitteisenä eli välttää avohakkuita ja poistaa puita vain sieltä täältä, jotta metsämaisema säilyy mahdollisimman muuttumattomana (Tyrväinen ym. 2017, Koivula ym. 2020, Tolvanen ym. 2020). Ulkoilumetsiin sopii eri-ikäisrakenteisen metsän kasvatusta, jossa tavoitteena on pitää kohde jatkuvasti peitteisenä. Peitteisyydestä saattavat hyötyä myös monet vanhan metsän lajit ja samalla ristiriidat monimuotoisuuden suojelun ja metsänhoidon välillä voivat vähetä. Metsänhoitomenetelmän valinnalla on kuitenkin vaikutus puustosta saataviin myyntituloihin, mikä voi osaltaan vaikuttaa metsänhoitopäätöksiin (Juutinen ym. 2021).

Hakkuista ja metsänhoidon jäljistä ei pidetä metsämaisemassa (Tolvanen ym. 2020). Siksi paljaat avohakkuualueet ovat vähiten arvostettu metsämaisema (Silvennoinen ym. 2002, Tönnös ym. 2004). Polkujen ja ulkoilureittien varsilla avohakkuita olisi vältettävä, jotta maisema säilyy ulkoilijoita miellyttävänä (Juutinen ym. 2017, Tyrväinen ym. 2017). Jos metsämaisemassa on pieniä puita, maiseman laatua parantaa se, että seassa on isoja yli 10 m korkuisia mäntyjä ja koivuja (Silvennoinen ym. 2001). Metsä, jossa on isoja, korkeita puita, muttei liian tiheässä, on pidetyin (Silvennoinen 2017).

Varttuneen metsän, suurten puiden, hyvän näkyvyyden ja siisteyden yhtäaikainen ylläpitäminen vaatii useimmiten jonkinlaisia metsänhoitotoimenpiteitä (Tyrväinen ym. 2003, Tolvanen ym. 2020, Simkin ym. 2021). Usein ulkoilijat pitävät hoidettua metsää luonnontilaisena, jos metsänhoidon jäljet eivät ole selvästi nähtävissä. Tällaisesta metsästä puuttuvat hakkuutähteet, kuivat oksat, kuollut puu ja tiheä pensaskerros (alikasvos) ja näkymä on avara. Siksi avoin mäntymetsä on monelle suomalaiselle miellyttävien metsämaisema. Myös puhtaista koivikoista pidetään, muttei välttämättä puhtaista kuusikoista.

Metsän luonnontilaisuuttakin arvostetaan (Simkin ym. 2021). Ulkoilijoiden näkökulmasta luonnontilainen vanha metsä ja varttunut hoidettu talousmetsä ovat kaikkein elvyttävimpiä (Simkin ym. 2020). Myös luonnon monimuotoisuudelle tärkeät rakennepiirteet, kuten kuolleet maassa makaavat puut ja tiheä pensaskerros, hyväksytään yhä enemmän metsämaisemassa (Hauru ym. 2014, Simkin ym. 2021). Kyse voi olla tietoisuuden lisääntymisestä monimuotoisuudelle oleellisten metsän rakennepiirteiden

tärkeydestä tai siitä, että kyselytutkimuksiin osallistuu usein väestörakenteeseen suhteutettuna keskimääräistä enemmän kouluttautuneita ja monimuotoisuuden tärkeyden tiedostavia henkilöitä (Hauru ym. 2014, Juutinen ym. 2017, Simkin ym. 2020, Tolvanen ym. 2020).

Luonnonhoitomenetelmien ekologisen toimivuuden tarkastelussa havaittiin keskeisiksi toimiksi luontokohteiden perustaminen, kuolleen puun lisääminen, lehtipuusekoituksen lisääminen, suojavyöhykkeiden ja säästöpuiden jättäminen, suurten ja vanhojen puiden säästäminen, riistatiheikköjen perustaminen sekä kulotukset. Monimuotoisuuden kannalta avohakkuuta parempia vaihtoehtoja metsänuudistamiselle ovat vähäisenkin säästöpuiden jättäminen sekä jatkuvapeitteisen metsätalouden menetelmät, mitkä havainnot ovat hyvin linjassa myös kansalaisten virkistys- ja maisema-arvostuksien kanssa, samoin järeiden lehtipuiden säästäminen ja puuston kerroksellisuus. Toisaalta, kuten edellä kerrotusta ilmenee, luonnonhoitotoimista lahoppuun lisääminen ja runsas alikasvos (sekä kulotus) voivat jossakin määrin joutua törmäyskurssille virkistys- ja maisema-arvojen kanssa esimerkiksi ulkoilu- ja kaupunkimetsäalueilla. Lisäksi maaston kuluminen voimakkaan ulkoilupaineen myötä voi muodostua ongelmaksi esimerkiksi herkimmillä ranta- ja lehtokohteilla, mistä syystä ulkoilijoiden ohjaaminen polkureiteille ja jopa huolellisesti harkitut kulkuesteet voivat näillä kohteilla olla tarpeen. Monimuotoisuutta turvaavan luonnonhoidon ja metsien ulkoilukäytön yhteensovittaminen on kuitenkin mahdollista etenkin, jos metsien luontaiseen dynamiikkaan perustuvia metsänhoitomenetelmiä hyväksytään entistä enemmän (Taulukko 5), jos kansalaiset yhä yleisemmin tiedostavat monimuotoisuudelle tärkeiden rakennepiirteiden – etenkin järeän lahoppuun – tärkeyden, ja jos ulkoilijoiden turvallisuudesta huolehditaan poistamalla ulkoilureittien varsilta vaarallisiksi koetut puut.

Taulukko 5. Yhteenveto luonnonhoitotoimenpiteiden vaikutuksista ulkoilijoiden kokemukseen. Vaikutukset: + = positiivinen vaikutus; - = negatiivinen vaikutus; +/- = ei vaikutusta; (+) = lievä positiivinen vaikutus. Viitteen lopussa oleva b = tutkimus tehty taajamametsässä.

Elinympäristö

Avohakkuita vain 0–10 %:ssa polkujen välittömässä tuntumassa	+	Juutinen ym. 2017
40 m levyisen metsäisen suojavyöhykkeen jättäminen jokien ja järvien rannoille	+	Juutinen ym. 2017
Säästö-, suojus- ja siemenpuiden jättäminen hakkuualalle	+	Silvennoinen ym. 2002
• vähintään 3 m ³ /ha hyväkuntoisia, isoja säästöpuita	+	Tönnnes ym. 2004
• säästöpuut yksittäin hajallaan (ei ryhmässä)	+	Tönnnes ym. 2004

Elinympäristö

● säästöpuut ryhmässä	+	Tönnes ym. 2004
● huonokuntoisten säästöpuiden jättäminen	+/-	Tönnes ym. 2004
● alikasvoksen jättäminen hakkuualalle	(+)	Tönnes ym. 2004
Maanmuokkauksen välttäminen	+	Tyrväinen ym. 2017
Hakkuutähteiden jättäminen	-	Tyrväinen ym. 2017
● mäntymetsään	-	Tyrväinen ym. 2003 b
● kuusi-koivu-haapametsään	+/-	Tyrväinen ym. 2003 b
● kuusimetsään	+/-	Tyrväinen ym. 2003 b
Sekapuuston kasvattaminen		
● lehtisekametsä	-	Tyrväinen ym. 2003 b
● mänty-kuusisekametsä	+	Tyrväinen ym. 2003 b
Metsän kasvattaminen monikerroksisena	+	Silvennoinen ym. 2001
Metsän kasvattaminen tavanomaista talousmetsää tiheämpänä	-	Silvennoinen 2017
Harvennusten tai hakkuuintensiteetin vähentäminen	+	Tyrväinen ym. 2017
● kuusimetsässä	+	Tyrväinen ym. 2003 b
● mäntymetsässä	+	Koivula ym. 2020
● muissa metsissä	(+)	Tyrväinen ym. 2003 b
Alikasvoksen säästäminen		
● mäntymetsässä	-	Tyrväinen ym. 2003 b
● koivumetsässä	+/-	Tyrväinen ym. 2003 b

Elinympäristö

● kuusi-koivusekametsässä	+/-	Tyrväinen ym. 2003 b
Luontaisesti kaatuneen maapuun jättäminen	+	Hauru ym. 2014 b
Kuolleen tai kuolevan puun jättäminen	-	Tyrväinen ym. 2003 b
Riistalintujen elinympäristöjen lisääminen	+	Juutinen ym. 2017
Kuusimetsän kasvattaminen		
● vanhaksi talousmetsäksi (100 v.)	+	Simkin ym. 2020
● hoitamattomana luonnontilaiseksi (> 120 v.)	+	Simkin ym. 2020

3 Metsien paikkatietoanalyysi

3.1 Tausta ja tavoite

LUONTEVA-hankkeen osatehtävässä 1 selvitettiin tutkimustietoon nojautuen ne luontoarvot, joiden säilyttäminen tai lisääminen on oleellista talousmetsissä, sekä tarkasteltiin tutkimustiedon valossa toimenpiteitä, joilla näitä arvoja voidaan parantaa. Metsien huomioitavina rakennepiirteinä korostuvat metsikön ikä, lahoppuun määrä, sekapuulajisuus ja lehtipuusekoitus, metsikön koko sekä pienvesien tai vesistöjen läheisyys ja siihen liittyvät maaperän kosteusvaihtelut. Luontoarvot, joita talousmetsissä halutaan ylläpitää, ovat eläin-, kasvi- ja sienilajiston monipuolisuus ja erityisesti uhanalaisen lajiston säilyttäminen sekä harvinaisten metsäympäristöjen laadullinen säilyttäminen.

Talousmetsien luonnonhoitotoimet tukevat myös niiden läheisyydessä olevien suojelualueiden lajistoarvoja ja päinvastoin: suojelualueiden lajisto voi levittäytyä niiltä talousmetsiin. Metsiin linkittyvien vesiekosysteemien lajiston ja veden laadun turvaaminen liittyy myös talousmetsien luonnonhoitoon. Tärkeimpiä toimenpiteitä vesiekosysteemien suojelussa ovat uomien ja rantametsien erityispiirteiden, kuten mikroilmaston ja luontaisen kasvilajikoostumuksen, säilyttäminen, maaperävahinkojen ehkäisy sekä ravinne- ja kiintoaineshuutoumien minimointi niihin linkittyviltä metsätaloustoimenpidealueilta. Lisäksi virkistyskäyttömahdollisuuksien turvaaminen voidaan nähdä syyksi toteuttaa talousmetsien luonnonhoitoa. Huomioitavaa on, että metsän maaperän luontoarvoista on hyvin vähän tutkimusta, mutta oletuksena on, että maanpäällisen eliöstön monimuotoisuus heijastelee myös maaperän hyvää ekologista tilaa ja toimivia ekosysteemiprosesseja.

Avoimet paikkatietoaineistot Suomen maaperästä, metsistä ja vesistöistä ovat hyvin kattavia, ja uusia tietotuotteita voidaan tehdä entistä tarkemmista laserkeilaus- ym. kaukokartoitusaineistoista. Myös hallinnolliset rajaukset, kuten suojelualueet, ovat ajantasaisena paikkatietoina kaikkien käytettävissä. Hankkeen osatehtävässä 2 (Kuvio 1) hyödynnettiin avoimia paikkatietoaineistoja sellaisten metsäalueiden ja metsiköiden tunnistamiseen, joissa talousmetsien luonnonhoidon parantaminen on tärkeää ja mahdollista luontoarvojen turvaamiseksi.

Talousmetsien luontoarvoista ei juuri ole kattavaa inventointitietoa, ja esimerkiksi tieto uhanalaisten lajien esiintymisestä koskee yleensä yksittäisiä kohteita. Sen sijaan metsiköiden ja metsäalueiden rakennepiirteistä on saatavilla tietoa mm. valtakunnan metsien maastoinventointien (VMI) muodossa sekä laserkeilausaineistoihin perustuvina

kuvatulkintoina. LUONTEVA-hankkeen osatehtävässä 2 pyrittiin arvottamaan alueita perustuen niiden sisältämien metsiköiden rakennepiirteisiin, joiden tutkimusten perusteella tiedetään olevan eliöstön monimuotoisuudelle tärkeitä.

Tavoitteena oli kehittää julkisiin paikkatietoaineistoihin perustuvia menetelmiä tai työkaluja, joilla tunnistetaan alueet, joilla i) talusmetsien rakenne tai sijainti parhaiten mahdollistavat luontoarvojen huomioonottamisen ja säilyttämisen metsänhoidon yhteydessä, ja ii) talusmetsien luontoarvojen lisäämiseen tulee tulevissa metsänkäsittelyissä kiinnittää erityistä huomiota.

3.2 Aineistot ja menetelmät

3.2.1 Aineistot

Työssä käytettiin seuraavia paikkatietoaineistoja:

1. Luken monilähteen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) tuottamat teemakartat vuodelta 2019, joista saatu puuston puulajeittaiset runkotilavuudet, puuston ikä, sekä näistä johdettu metsätalousmaan peittoalue (<https://www.luke.fi/fi/seurannat/valtakunnan-metsien-inventointi-vmi>)
2. SYKE:n ja MML:n yhdessä tuottama Ranta10-aineisto, joista saatu uomaverkosto, järvet ja joet (https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot/Ladattavat_paikkatietoaineistot#R)
3. SYKE:n tuottamat suojelualuerajaukset luonnonsuojelu- ja Natura 2000-alueilta (https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot/Ladattavat_paikkatietoaineistot#R)
4. Luken tuottama topografinen maaperän kosteusindeksi (<https://open-data.luke.fi/fi/dataset/kosteusindeksi>)
5. MML:n tuottamat hallinnolliset aluerajat (<https://www.avoin-data.fi/data/fi/dataset/suomen-maakunnat-2021-vuoden-2018-maakuntakoodeilla>)

MVMI:n pikselimuotoisen kartta-aineiston pohjalta muodostettiin automaattisella segmentoinnilla metsikkökuvioaineisto laskentayksiköiden muodostamista varten.

3.2.2 Metsien laatuindeksi

Metsien laadun lähtökohtana tässä hankkeessa oli niiden ekologinen arvottaminen. Koko Suomen tasolla puusto- ja kasvupaikkatietoja on kerätty kattavasti metsänhoidon ja puuvarantojen näkökulmasta, mutta ei uhanalaislajiston, monimuotoisuuden, riistalajiston tai virkistysarvojen näkökulmasta. Paikkatietoanalyysissä käytetty aineisto ei mahdollistanut esimerkiksi lahoppuun määrän huomioimista, vaikka se olisi monimuotoisuuden kannalta merkittävä tekijä. Käytetyssä paikkatietoaineistossa puuston iän estimointi perustuu satelliittikuvatulkintaan, joten siihen sisältyy epätarkkuutta. Tämän vuoksi ikäluokitus on metsien osalta karkea, eikä esimerkiksi hyvin vanhoja (esim. puustoltaan yli 120-vuotiaita) metsiä voida käsitellä erityisryhmänä. Huomioiden aineiston rajoitukset paikkatietoanalyysin laatuindeksointi perustui metsätalousmaan pinta-alaan, puuston ikään ja puuston lehtipuuosuuteen, joiden katsottiin saatavilla olevista tiedoista parhaiten kuvaavan metsän ekologista arvoa (katso osatehtävän 1 tulokset edellä). Laadutuksen perusteet on kerätty infolaatikkoon tämän luvun loppuun.

Luokitteluyksikkönä käytettiin 1 km² -ruutuja, joihin viitataan tässä luvussa lyhyesti nimellä ”ruutu”. Nämä ruudut kattoivat koko Suomen ja kaikki maankäyttöluokat. Yhden neliökilometrin ruutuun päädyttiin osatehtävän 1 tulosten perusteella, joiden mukaan yksi kilometri on maksimietäisyys, joka vielä mahdollistaa suurelle osalle eliöstöä siirtymisen niille soveltuvien luontotyyppilaikkujen välillä.

Ruutujen luokituksessa käytetty metsien ikäluokitus perustui etupäässä linnustotutkimuksiin (katso osatehtävän 1 aluetason tulokset edellä). Näissä tutkimuksissa aineiston riittävyden ja toisaalta metsävara-aineistojen karkeuden vuoksi ikäluokkia on tavallisimmin hyvin vähän. Esimerkiksi uhanalaisarvioissa korostuvia yli 150-vuotiaita metsiä ei tutkimusraporteissa tai –aineistoissa yleensä ole erotettu omaksi luokakseen, vaan harvinaisuutensa vuoksi ne sijoittuvat esimerkiksi luokkaan ”vähintään 80-vuotiaat metsät”. Koska luokittelu tehtiin ruuduittain, analyysin ulkopuolelle jäivät sellaiset metsäalueet, joiden pinta-ala tai muut minimivaatimukset olisivat täyttyneet yhdessä vierekkäisen ruudun kanssa mutta ei omana ruutunaan, mikä oletettavasti vähensi mukaan tulevien metsäalueiden määrää. Toisaalta mukaan hyväksytyissä ruuduissa kriteerit täyttävän metsäalueen ei tarvinnut olla yhtenäinen, vaan se sai koostua pienemmistä metsiköistä. Tämän päätöksen pohjalla olivat tutkimustulokset, joiden mukaan suuri osa metsien eliölajistosta kykenee siirtymään satojen metrien matkoja, jotkut kilometrejä, metsiköstä toiseen (katso osatehtävän 1 tulokset edellä); toisin sanoen metsiköiden ei luultavasti pääosalle metsälajistosta ole oltava fyysisesti kytkeytyneitä. Useille uhanalaisille lajeille niiden elinympäristöt ovat myös luontaisesti saarekkeisia (Hyvärinen ym. 2019).

Minimilaatuvaatimukset täyttävän ruudun arvo oli yksi (ks. infolaatikko alla). Talousmetsien ohella myös suojelualueilla olevat metsät luokiteltiin. Laatuindeksin arvo kasvoi sen mukaan, paljonko ja kuinka vanhaa metsää tai kuinka paljon lehtipuuta ruudulla oli. Jos lehtipuuta oli ≥ 10 % tilavuudesta, niin lisäpisteitä tuli kaksi (katso Taulukko 6). Puuston ikääntyminen ja iäkkään puuston pinta-alan kasvu toi uusia lisäpisteitä. Esimerkiksi, jos yli 80-vuotiasta puustoa oli 20 % pinta-alasta ja lehtipuuta tilavuudesta 10 % niin pisteitä tuli seuraavasti: 1 (minimivaatimus) + 1 (70-v ikävaatimus 10 % osuudelle) + 1 (70-v ikävaatimus 20 % osuudelle) + 1 (80-v ikävaatimus 10 % osuudelle) + 1 (80-v ikävaatimus 20 % osuudelle) + 2 (lehtipuutilavuus) = 7. Maksimipistemäärän 12 sai ruutu, jolla lehtipuuta oli vähintään 10 % puuston tilavuudesta ja yli 90-vuotiasta metsää vähintään 30 % pinta-alasta.

Taulukko 6. Minimivaatimukset eli vähintään 70-vuotiasta puustoa 10 % pinta-alasta ja lehtipuuta vähintään 5 % tilavuudesta täyttävälle ruudulle annettiin pisteitä 1. Lisää pisteitä kertyi lehtipuiden, puuston ikääntymisen ja pinta-alavaatimusten perusteella luokitelluille ruuduille taulukon mukaisesti.

Osuus, %	10	20	30
Yli 70-vuotiaan puuston pinta-ala	+1	+2	+3
Yli 80-vuotiaan puuston pinta-ala	+2	+4	+6
Yli 90-vuotiaan puuston pinta-ala	+3	+6	+9
Lehtipuutilavuus	+2		

EKOLOGISESTI LAADUKKAAT 1 KM² RUUDUT

Tässä tutkimuksessa kehitetty luokitus, joka perustui mm. linnustotutkimuksiin ja oletuksiin lajien kyvystä siirtyä niille suotuisten elinympäristöjen välillä.

Minimivaatimuksia ekologisesti laadukkaalle ruudulle:

- Metsätalousmaan osuus vähintään 25 % (25 ha) ruudun kokonaispinta-alasta
- Lehtipuuston osuus vähintään 5 % puuston tilavuudesta
- Yli 40-vuotiaan puuston osuus vähintään 35 % pinta-alasta
- Vähintään 70-vuotiaan puuston osuus vähintään 10 % pinta-alasta.

Minimipistemäärä laadukkaalle ruudulle oli 1 ja maksimi 12 (ks. Taulukko 6 ja esim. Kuvio 2).

3.2.3 Kytkeytyvyysanalyysi

Kytkeytyvyysanalyysia varten ruutujen metsät jaoteltiin myös luokkiin ”suojeltu” ja ”ei-suojeltu”. Tässä tarkastelussa ruutu luokitui suojelualueruudeksi, jos sillä oli vähintään 25 % (25 ha) suojeltua metsää. Kuten ekologisesti laadukkaan metsän kriteereiden määrittelyssä, suojelualuepinta-alan ei tarvinnut olla yhtenäinen, vaan se sai muodostua useammasta alueesta ruudun sisällä.

Vesistöihin ja uomiin rajautuvat rantametsät ovat vaihtumisvyöhykkeitä, joiden kasvillisuus ja muu eliölajisto poikkeavat muusta ympäristöstä maaperän kosteuden, piennilmaston tai topografian suhteen (ks. Kappale 2.1). Rantametsät toimivat myös puskurina metsätalouden toimenpidekohteiden ja vesistöjen ja uomien välillä ehkäisten veden laadun ja vesieliöstön muutoksia. Rantametsä rajataan suojavyöhykkeeksi tai -kaistaksi metsänkäsittelytoimien yhteydessä, jolloin sen käsittely poikkeaa muusta metsänkäsittelystä.

Potentiaaliset suojavyöhykkeet muodostettiin vesistöjen ja virtavesiuomien (purot ja joet) varsille käyttämällä Luonnonvarakeskuksen tekemää maaperän kosteusindeksointia (ks. Kappale 3.2.1). Tämä kosteusindeksi perustuu laserkeilausaineistosta johdettuun Maanmittauslaitoksen 2 m korkeusmalliin. Aikaisemmissa tutkimuksissa on todettu, että maaperän kosteus ja kosteusindeksi kuvaavat samanlaisesti rantavyöhykkeen kasvillisuuden ja maaperäeliöstön monimuotoisuutta (Annala ym. 2022, Mykrä ym. 2023). Tässä tarkastelussa käytettiin kosteusindeksiä, jonka kynnyсарvo oli 4 ha eli alueita, jotka edustavat loppukesän kuivempia olosuhteita (<https://open-data.luke.fi/fi/dataset/kosteusindeksi>). Kynnyсарvo määrittää alueen, jonne satava vesi riittää synnyttämään maanpinnassa näkyvän vesiuoman. Suojavyöhykkeen rajaus muodostui siis em. kosteusindeksin perusteella, mutta kuitenkin niin, että maksimissaan leveys sai olla 50 m. Jos ruudulla oli edellä mainitulla tavalla rajattua potentiaalista suojavyöhykettä vähintään 2,5 ha (2,5 %) ja se oli metsätalousmaata, ruutu indeksoitui suojavyöhykeruudeksi.

Kytkeytyvyysanalyysin tarkoitus oli selvittää, kuinka ekologisesti laadukkaiksi indeksoidut ruudut, potentiaaliset suojavyöhykkeet -ruudut ja suojelualueruudut kytkeytyvät toisiinsa eli kuinka laajoja, lajiston kannalta kytkeytyneitä alueita ne muodostavat. Laajat yhtenäiset alueet turvaavat pieniä eristyneitä alueita paremmin eliöstön monimuotoisuuden säilymistä (ks. osatehtävän 1 tulokset). Kytkeytyvyysanalyysiin voidaan valita metsien laatuindeksin ruutuja arvoilla 1–12, mutta suojelualue- ja suojavyöhykeruudut ovat aina samoja. Tässä tarkastelussa kytkeytyvyysanalyysiin valittiin laatu-luokkien 3, 5 ja 7 ruudut. Ruudut olivat keskenään kytkeytyneet, jos ne koskivat toisiinsa sivuilta tai kulmista.

3.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

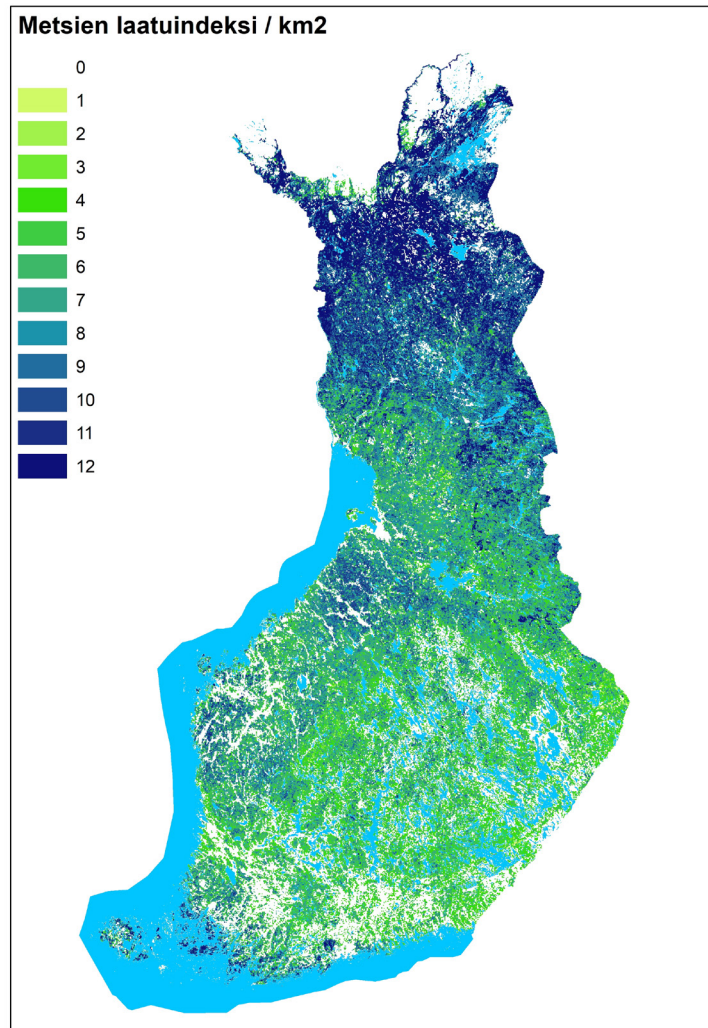
3.3.1 Metsien laatuindeksi

Alueellisesti havaittiin eroja: pohjoisessa Suomessa oli eniten ruutuja, jotka täyttivät ekologisesti laadukkaan ruudun kriteerit ja etelässä vähiten.

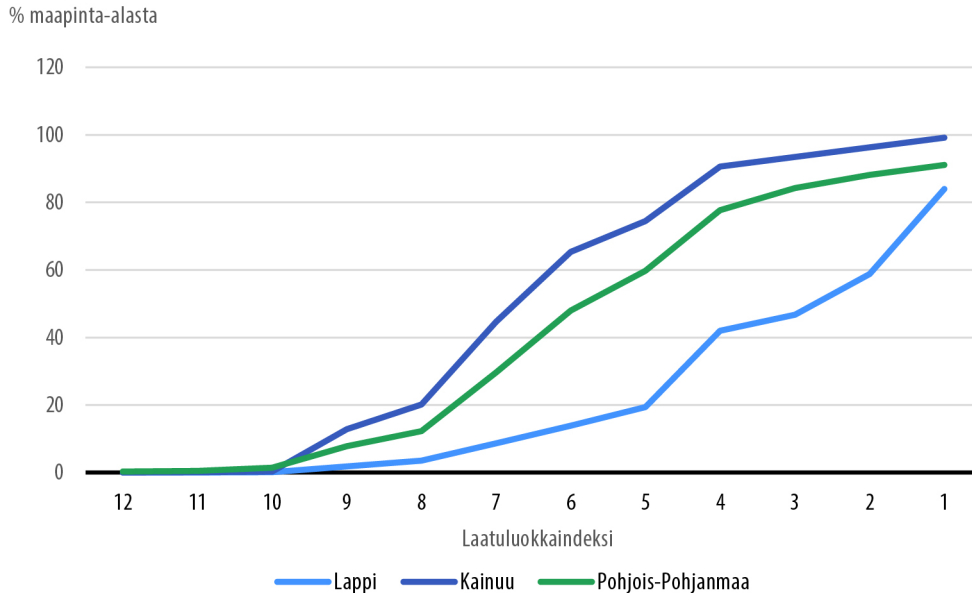
3.3.1.1 Maakuntien väliset erot

Koko Suomen laatuluokittelu on esitetty karttana Kuviossa 2. Pohjoisimmissa Suomen maakunnissa (Lappi, Pohjois-Pohjanmaa ja Kainuu) ja Keski-Pohjanmaalla oli eniten niitä metsiä (ruutuja), jotka täyttävät tässä tarkastelussa asetetut ekologisesti laadukkaan metsän kriteerit (Kuvio 3). Minimivaatimukset eli laatuluokan 1 kriteerit täyttäviä metsiä oli edellä mainituilla alueilla 79–88 % maakunnan kokonaispinta-alasta (Taulukko 7). Korkeimman eli laatuindeksin 10–12 metsiä oli kuitenkin vain 0,1–1,3 % pinta-alasta. Kainuussa ja Pohjois-Pohjanmaalla suurimmat pinta-alat olivat luokissa 4–8 ja Lapissa laatuluokkaa 5 pienemmillä arvoilla (Kuvio 3). Lapissa puut järeytyvät hitaammin kuin eteläisemmässä Suomessa, mikä todennäköisesti vaikuttaa siihen, että puusto tulkitaan nuoremmaksi kuin se on ja siitä syystä laatuindeksin arvo jää pieneksi.

Kuvio 2. Ekologisesti laadukkaan metsän maantieteellinen jakautuminen eri laatuindeksi-luokkiin. Arvo yksi kuvaa minimivaatimukset täyttävää metsää ja arvo 12 parhainta laatuindeksiä. Nolla-arvon saavilla alueilla minimivaatimukset eivät täyty.



Kuvio 3. Ekologisesti laadukkaan metsän (1 km² ruutujen) jakautuminen eri laatuindeksi-luokkiin Suomen pohjoisimmissa maakunnissa, % maapinta-alasta ilman vesistöjä.



Taulukko 7. Laatuluokiteltujen (LL) metsien osuus maakuntien kokonaispinta-alasta (K-pa), joka sisältää vesistöt ja maa-alasta (M-pa) ilman vesistöjä sekä maakunnan kokonaispinta-ala ja vesistöjen osuus. LL 1-12 sisältää kaikki laatuluokat ja LL 10-12 vain ylimmät luokat.

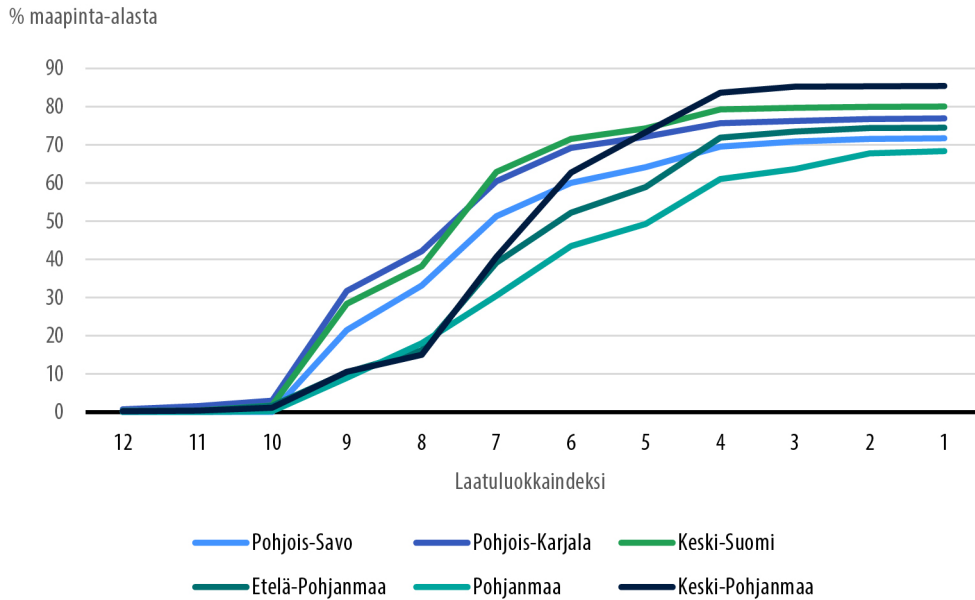
Maakunta	LL 1-12 osuus K-pa:sta, %	LL 1-12 osuus M-pa:ta, %	LL 10-12 osuus M-pa:sta, %	K-pa, km ²	Vesistöjen pinta-ala, %
Uusimaa	53,5	56,3	0,1	9 099	5
Varsinais-Suomi	62,2	63,6	0,2	10 666	2
Satakunta	66,1	69,9	0,4	7 821	5
Kanta-Häme	56,2	61,7	0,1	5 199	9
Pirkanmaa	63,2	74,2	0,5	13 249	15
Päijät-Häme	49,1	59,6	0,1	5 714	18
Kymenlaakso	56,3	61,2	1,9	4 559	8
Etelä-Karjala	41,3	53,3	1,9	5 326	22

Maakunta	LL 1-12 osuus K- pa:sta, %	LL 1-12 osuus M- pa:ta, %	LL 10-12 osuus M- pa:sta, %	K-pa, km ²	Vesistöjen pinta-ala, %
Etelä-Savo	54,4	73,5	0,5	12 652	26
Pohjois-Savo	59,0	71,7	0,1	17 344	18
Pohjois- Karjala	63,1	77,0	3,0	18 791	18
Keski-Suomi	67,5	80,0	1,8	16 042	16
Etelä-Poh- janmaa	71,6	74,4	1,7	13 798	4
Pohjanmaa	66,7	68,3	0,2	7 401	2
Keski- Pohjanmaa	82,1	85,4	1,2	5 020	4
Pohjois- Pohjanmaa	85,6	91,1	1,4	36 828	6
Kainuu	88,3	99,2	0,3	20 197	11
Lappi	78,7	84,0	0,1	92 674	6
Ahvenanmaa	66,0	67,3	0,0	1 554	2

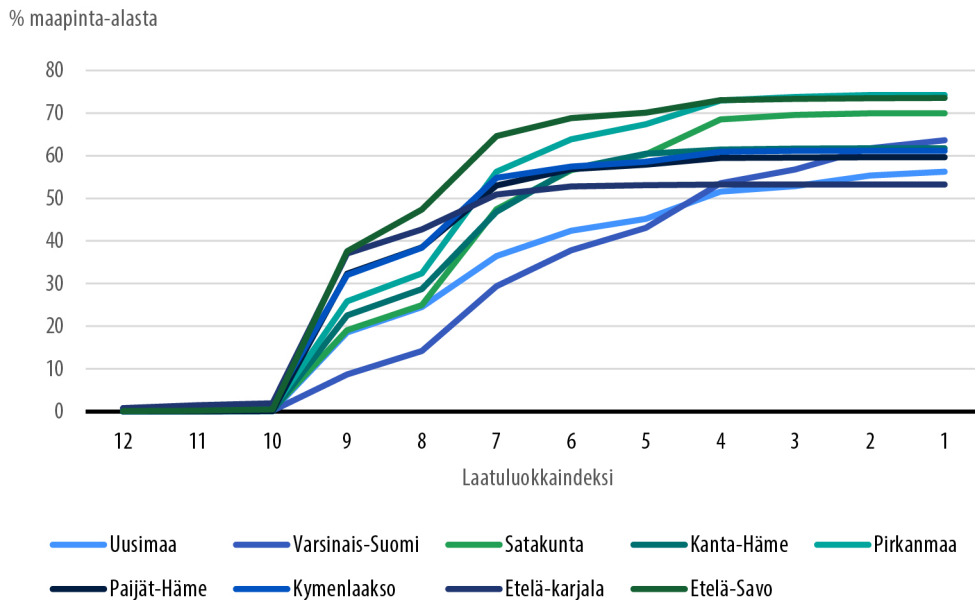
Keskisen Suomen maakunnissa (Pohjois-Savo, Pohjois-Karjala, Keski-Suomi, Etelä-Pohjanmaa, Pohjanmaa ja Keski-Pohjanmaa) ekologisesti arvokkaiden metsän minimivaatimukset täyttäviä alueita oli 59–72 % maakunnan kokonaispinta-alasta ja vähintään laatuindeksin 10 täyttäviä metsiä oli 0,1–2,5 % (Taulukko 7). Pohjois-Savossa, Pohjois-Karjalassa, Keski-Suomessa ja Etelä-Pohjanmaalla valtaosa ekologisesti laadukkaista metsistä täytti laatuindeksin neljä, mutta Pohjanmaalla pinta-alaa kertyi vielä alemmista luokista 2–3 (Kuvio 4).

Eteläisimmän Suomen maakunnissa (Uusimaa, Varsinais-Suomi, Satakunta, Kanta-Häme, Pirkanmaa, Päijät-Häme, Kymenlaakso, Etelä-Karjala ja Etelä-Savo) ekologisesti laadukasta metsää oli 41–66 % maakunnan kokonaispinta-alasta ja vähintään laatuindeksin 10 täyttäviä metsiä oli 0,1–1,7% (Taulukko 7). Etelä-Karjalassa oli pinta-alallisesti vähiten ekologisesti laadukasta metsää, mutta toisaalta ne metsät olivat reilusti minimivaatimukset ylittäviä, koska laatuluokkien 1–6 metsät puuttuivat lähes kokonaan (Kuvio 5). Myös muissa maakunnissa, lukuun ottamatta Varsinais-Suomea, laatuluokkien 1–4 metsäalat olivat prosentuaalisesti pieniä. Varsinais-Suomessa metsäpinta-ala jakautui melko tasaisesti laatuluokkiin 1–10.

Kuvio 4. Ekologisesti laadukkaan metsän (1 km² ruutujen) jakautuminen eri laatuindeksi-luokkiin keskeisen Suomen maakunnissa, % maapinta-alasta ilman vesistöjä.



Kuvio 5. Ekologisesti laadukkaan metsän (1 km² ruutujen) jakautuminen eri laatuindeksi-luokkiin Eteläisimmän Suomen maakunnissa, % maapinta-alasta ilman vesistöjä.



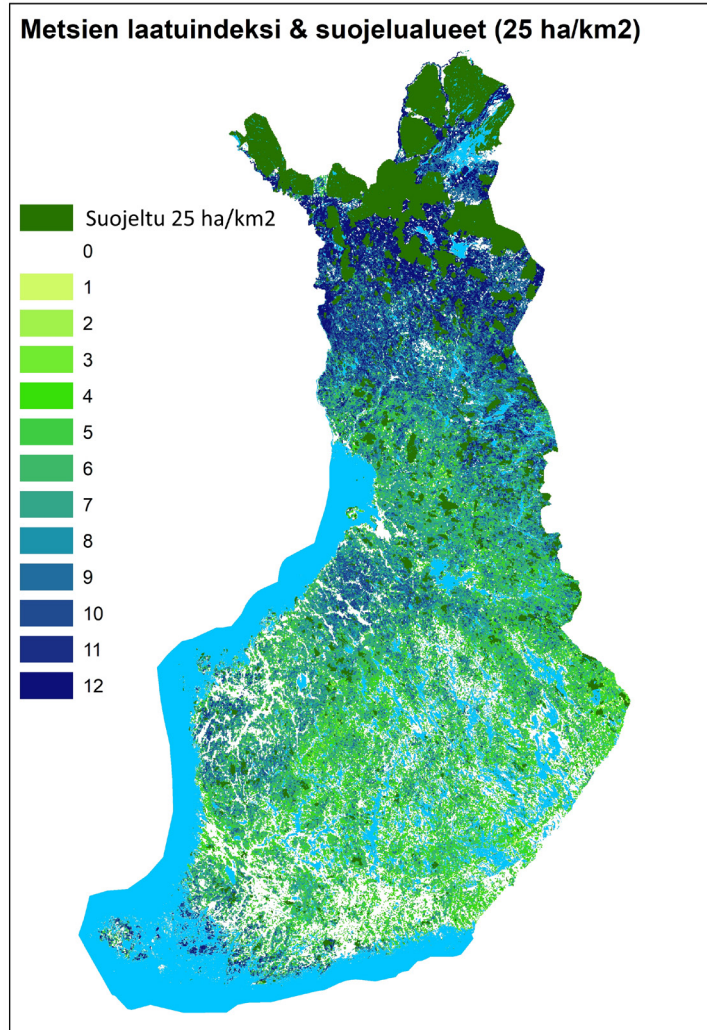
Talousmetsien luonnonhoidon näkökulmasta alueilla, joissa ekologisesti laadukkaimpia metsiä on paljon (laatuindeksin arvo on suuri), nykykäytäntö on oletettavasti pysty-

nyt turvaamaan eliöstön ekologista monimuotoisuutta parhaiten. Jos metsänkäytön intensiteetti näillä alueilla kasvaa, luonnonhoitoon on kiinnitettävä tarkempaa huomiota. Alueilla, joilla on vähän tai ei ollenkaan ekologisesti hyvälaatuista metsää, luonnonhoitoa pitäisi tehostaa suunnitelmallisesti. Maisemissa, missä on vähän varttunutta metsää metsien tehokkaan talouskäytön vuoksi, voitaisiin peittesyyttä lisätä pidentämällä kiertoaikoja. Tutkimuksin on toisaalta osoitettu, että luonnonhoito voi lajiston kannalta olla tehokkainta, kun sitä tehdään tehostetusti lähempänä kuin kauempana olemassa olevista suojelualueista (ks. Kappale 2.1). Erityistä huomiota on kiinnitettävä alueisiin ja ruutuihin, jotka ovat indeksoinnin alapäässä eli täyttävät minimivaatimukset, jotta niillä vanhaa puustoa ja lehtipuuta säilyy myös jatkossa.

3.3.1.2 Maakuntien väliset erot kun suojelualueet huomioidaan

Yhtenäisemmät laajat suojelualueet painottuvat Pohjois-Lappiin, mutta myös muualla Lapissa, Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa oli laajahkoja alueita (Kuvio 6). Silmämääräisesti tarkasteltuna suojelualuekriteerit täyttäviä ruutuja oli melko tasaisesti myös muualla Suomessa; ainoastaan Salpausselän eteläpuolella, Hämeessä, Varsinais-Suomessa ja Uusimaalla, alueita oli niukemmin.

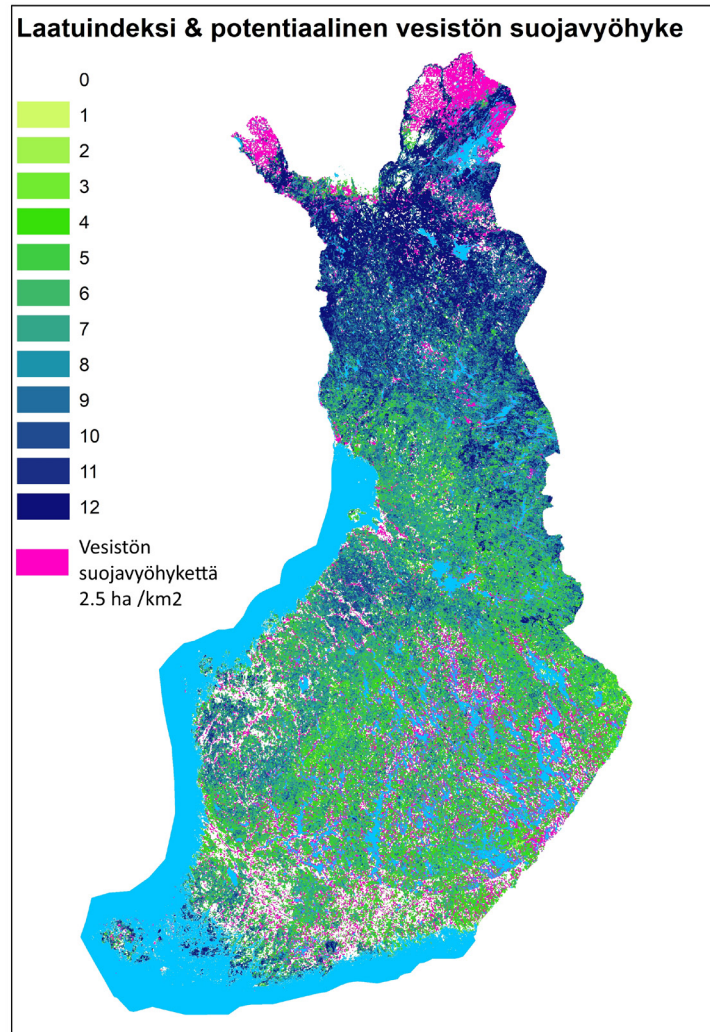
Kuvio 6. Suojelualueiden maantieteellinen jakautuminen Suomessa ja ei suojeltujen metsien jakautuminen laatuindeksiluokkiin (ks. selitys Kuvio 2).



3.3.1.3 Maakuntien väliset erot kun potentiaaliset vesistöjen ja virtavesiuomien suojavyöhykkeet huomioidaan

Potentiaalisia suojavyöhykkeitä oli eniten alueilla, joilla on vesistöjä ja virtavesiuomia. Vähiten potentiaalisia suojavyöhykkeitä oli Pohjois- ja Etelä-Pohjanmaalla sekä osassa Keski-Suomea (Kuvio 7).

Kuvio 7. Potentiaalisten vesistöjen ja virtavesiuomien suojavähykkeiden maantieteellinen jakautuminen ja ei suojavähyke -metsien jakautuminen laatuindeksiluokkiin (ks. selitys Kuvio 2).



3.3.2 Kytkeytyvyysanalyysi

Jos maakunnassa on paljon ekologisesti laadukkaita ruutuja, on myös kytkeytyvyys korkealla tasolla. Vesistöjen ja virtavesiuomien potentiaalisten suojavyöhykkeiden huomioiminen nosti kytkeytyvyyttä erityisesti eteläisessä Suomessa.

3.3.2.1 Kytkeytyvyys laatuindeksoinnin pohjalta

Maakunnissa, joissa ekologisesti laadukasta metsää oli pinta-alallisesti paljon, ekologisesti laadukkaat metsät olivat myös hyvin kytkeytyneitä. Lapissa ja Kainuussa laatuluokan 3 metsät olivat erittäin hyvin kytkeytyneitä, sillä suurin kytkeytynyt alue kattoi 88–91 % maakunnan alasta (sisältää myös vesistöjen alan) (Taulukko 8). Kun vaatimuksia tiukennettiin laatuluokkaan 7, niin Lapissa suurin kytkeytynyt alue kattoi edelleen 85 % pinta-alasta, mutta Kainuussa enää 42 %. Aineistoista laskettiin myös kytkeytyneiden alueiden keskikoko eri laatuluokissa. Laatuluokassa 3 keskikoko oli Lapissa 3615 km² ja Kainuussa 5022 km². Kun vaatimuksia kiristettiin eli kytkeytyvyyttä tarkasteltiin laatuluokassa 7, niin Lapissa kytkeytyneen alueen keskikoko oli 1613 km² ja Kainuussa 68 km². Myös Pohjois-Pohjanmaalla metsät olivat hyvin kytkeytyneitä, sillä laatuluokan 7 yhtenäiseksi alueeksi kytkeytyneet metsät muodostivat 60 % maakunnan kokonaispinta-alasta ja laatuluokan pienentyessä kolmeen kytkeytyvyys kasvoi 86 %:iin.

Uudellamaalla, Päijät-Hämeessä, Varsinais-Suomessa ja Etelä-Karjalassa ekologisesti laadukkaat metsät olivat heikoimmin kytkeytyneitä toisiinsa (Taulukko 8). Näissä maakunnissa yhtenäiseksi alueeksi kytkeytyneitä laatuluokan 3 metsiä oli 29–46 % maakunnan kokonaispinta-alasta. Kytkeytyneet alueet olivat myös pieniä, sillä niiden keskikoko vaihteli 50 ja 72 km² välillä. Kun vaatimuksia kiristettiin eli edellytettiin yli 70-, 80- tai 90-vuotiaita metsiä, jotta laatu nousisi laatuluokkaan 5 tai 7, niin yhtenäisen hyvälaatuisen metsäalueen koko pieneni näissä maakunnissa jyrkästi. Laatuluokan 5 metsät muodostivat tällöin enää 1–21 % maakunnan kokonaispinta-alasta. Etelä-Karjalassa korkeimpien laatuluokkien metsät olivat erityisen heikosti kytkeytyneitä. Samoin yhtenäisen kytkeytyneen alueen keskikoko laatuluokassa 5 oli Etelä-Karjalassa vain 8 km², kun muissa em. maakunnissa keskikoko vaihteli 16–46 km². Etelä-Karjalan ekologisesti laadukkaiden metsien pirstaleista esiintymistä selittää osin maakunnan vesistövaltaisuus, sillä koko maakunnan kokonaispinta-alasta vesistöjä on 22 %. Myös Päijät-Hämeessä vesistöjen osuus on suuri, 18 % maakunnan kokonaispinta-alasta. Uudellamaalla ja Varsinais-Suomessa vesistöjen osuus on alle 5 %, mutta muu maankäyttö, kuten maatalous ja asutus, tekevät yhtenäisistä metsäalueista pinta-alaltaan pieniä ja myös heikentävät ekologista kytkeytyneisyyttä.

Maakunnista vesistöjä on eniten Etelä-Savossa, 26 % maakunnan kokonaispinta-alasta, ja myös siellä ekologisesti laadukkaat metsät olivat tässä tarkastelussa kohtalaisen hajallaan. Laatuluokan 3 metsät muodostivat yhtenäisen alueen, joka kattoi 50 % maakunnan pinta-alasta (Taulukko 8). Keskimäärin yhtenäisen alueen koko oli 144 km². Laatuvaatimusten kasvaessa yhtenäisen alueen koko pieneni myös Etelä-Savossa, ollen keskimäärin 6 km² laatuluokassa 7.

Taulukko 8. Kytkeytyneen yhtenäisen metsäalueen maksimikoko, % maakunnan kokonaispinta-alasta, ja kytkeytyneiden alueiden keskikoko, km², kolmessa eri laatuluokassa (LL).

Maakunta	LL 3, Maksimi koko, %	LL 5, Maksimi koko, %	LL 7, Maksimi koko, %	LL 3, Keski- koko, km ²	LL 5, Keski- koko, km ²	LL 7, Keski- koko, km ²
Uusimaa	36,9	16,0	4,2	54	23	13
Varsinais-Suomi	46,1	20,8	4,0	71	46	19
Satakunta	66,5	34,1	6,3	428	75	17
Kanta-Häme	52,9	22,6	1,9	104	34	11
Pirkanmaa	58,9	24,5	8,1	209	45	14
Päijät-Häme	42,5	5,2	0,4	72	16	5
Kymenlaakso	50,7	4,7	0,8	95	15	5
Etelä-Karjala	28,8	1,2	0,2	50	8	3
Etelä-Savo	50,4	10,5	0,6	144	21	6
Pohjois-Savo	56,2	27,3	4,4	158	48	11
Pohjois-Karjala	59,7	16,9	2,4	199	45	12
Keski-Suomi	65,6	31,2	2,3	279	66	9

Maakunta	LL 3, Maksimi koko, %	LL 5, Maksimi koko, %	LL 7, Maksimi koko, %	LL 3, Keski- koko, km ²	LL 5, Keski- koko, km ²	LL 7, Keski- koko, km ²
Etelä- Pohjanmaa	71,7	61,9	9,7	1147	499	32
Pohjanmaa	54,4	46,2	13,6	97	59	23
Keski- Pohjanmaa	84,5	75,9	43,1	886	499	53
Pohjois- Pohjanmaa	86,1	80,3	59,7	1622	1024	224
Kainuu	88,5	76,9	41,9	5022	975	68
Lappi	91,2	90,0	84,5	3615	3302	1613
Ahvenan- maa	41,3	22,6	16,7	41	38	24

3.3.2.2 Vesistöjen ja virtavesiuomien suojavyöhykkeiden sekä suojelun vaikutus metsien kytkeytyvyyteen

Vesistöisten maakuntien ekologisesti laadukkaiden metsien kytkeytyvyys parani huomattavasti, kun suojavyöhykkeet otettiin mukaan analyysiin (Taulukko 9, Kuvio 8). Etelä-Karjalan laatuluokan 3 muodostama yhtenäinen kytkeytynyt alue suureni 72 %:iin maakunnan koko pinta-alasta (ilman suojavyöhykkeitä 29 %) ja myös yhtenäisen alueen keskikoko kasvoi 50 km²:sta 387 km²:iin (Taulukko 9). Parhaimpien laatuluokkien kytkeytyvyys kasvoi vielä tätä enemmän. Esimerkiksi laatuluokan 7 metsät muodostivat yhtenäisenä alueena 60 % maakunnan koko pinta-alasta (ilman suojavyöhykkeitä 0,2 %) ja alueiden keskikoko kasvoi 3 km²:sta 174 km²:iin.

Lapin ja Kainuun maakunnissa, joissa kytkeytyvyys oli suurta laatuluokassa 3 myös ilman suojavyöhykkeitä, suojavyöhykkeet lisäsivät kyseisen laatuluokan yhtenäistä aluetta vain vähän (89–91 % nousi 95–96 %:iin maakunnan kokonaispinta-alasta) (Taulukko 9). Suojavyöhykeruutujen pinta-alan huomioiminen kuitenkin lisäsi ylemissä laatuluokissa kytkeytynyttä pinta-alaa sekä yhtenäisenä maksimaalisena että keskimääräisenä. Esimerkiksi Lapissa laatuluokan 7 keskimääräisen yhtenäisen alueen koko kasvoi suuremmaksi kuin laatuluokan 3 keskimääräinen pinta-ala (Taulukko 8 ja Taulukko 9). Tämä johtui siitä, että suojavyöhykkeelle ei asetettu laatuvaatimuksia, jolloin suojavyöhykeruudut laskettiin mukaan kytkeytyneen alueen pinta-alaan kaikissa laatuluokissa.

Suhteellisesti eniten suojavyöhykkeet kasvattivat laatuluokan 3 kytkeytyvän alueen maksimikokoa (km²) laatuluokan 3 Etelä-Karjalassa (151 %), Uudellamaalla (82 %), Päijät-Hämeessä (72 %) ja Etelä-Savossa (68 %) ja vähiten Lapissa (5 %), Kainuussa ja Pohjois-Pohjanmaalla (7,4 %), Keski-Pohjanmaalla (8,6 %) sekä Etelä-Pohjanmaalla (12,7 %).

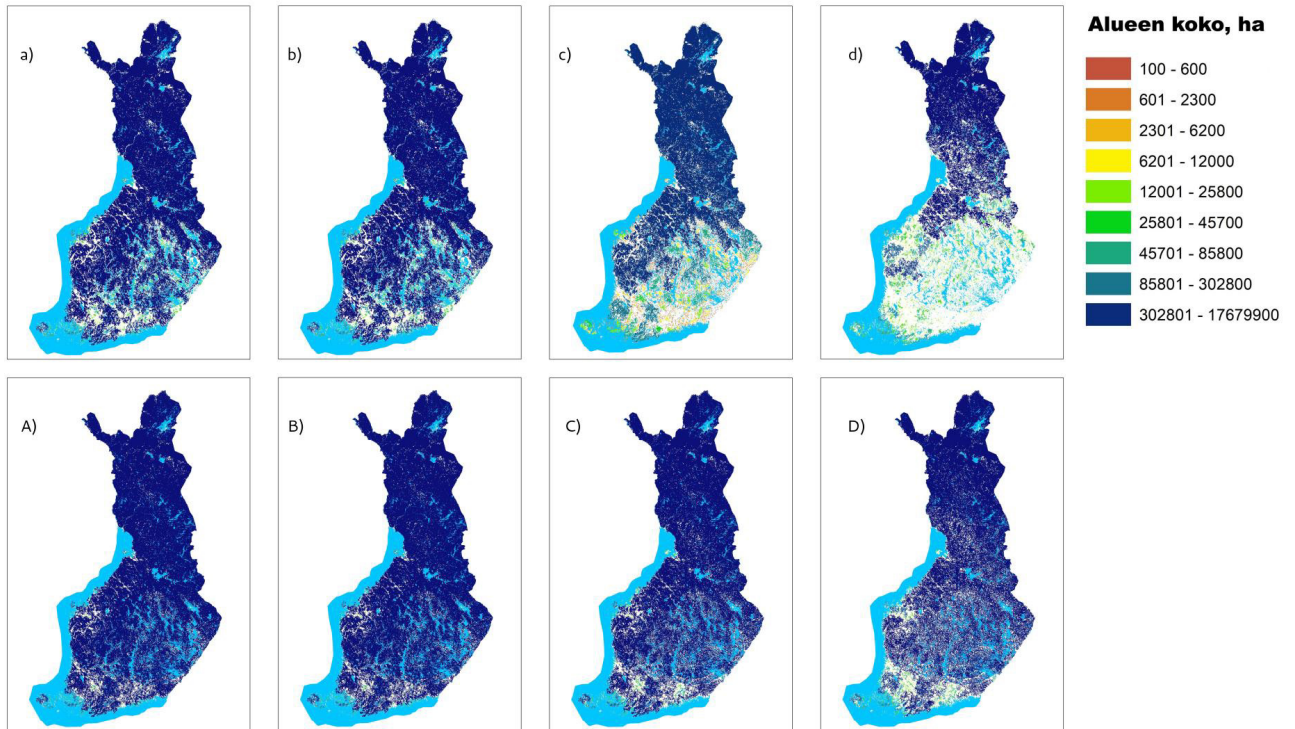
Taulukko 9. Toisiinsa yhtenäisenä alueena kytkeytyneiden metsien maksimikoko potentiaalisten metsäisten suojavyöhykeruutujen kanssa, % maakunnan kokonaispinta-alasta, ja kytkeytyneiden alueiden keskikoko kolmessa eri laatuluokassa (LL).

Maakunta	LL 3, Maksimi koko, %	LL 5, Maksimi koko, %	LL 7, Maksimi koko, %	LL 3, Keski- koko, km ²	LL 5, Keski- koko, km ²	LL 7, Keski- koko, km ²
Uusimaa	67,3	50,6	33,6	159	83	44
Varsinais-Suomi	58,9	51,4	16,5	107	77	36
Satakunta	78,0	65,5	34,6	500	213	77
Kanta-Häme	75,6	62,3	50,3	544	196	102
Pirkanmaa	84,1	72,8	59,5	6539	875	326
Päijät-Häme	73,1	57,1	49,0	730	167	107
Kymenlaakso	73,3	57,4	45,7	230	193	146
Etelä-Karjala	72,4	59,5	55,1	387	204	174
Etelä-Savo	84,5	76,8	71,6	2893	2192	2044
Pohjois-Savo	86,6	80,0	71,0	18258	8427	3744
Pohjois-Karjala	82,9	74,5	67,9	1903	1709	1948
Keski-Suomi	87,8	77,7	65,1	8353	3698	2066
Etelä-Pohjanmaa	80,8	74,9	53,9	1294	901	187

Maakunta	LL 3, Maksimi koko, %	LL 5, Maksimi koko, %	LL 7, Maksimi koko, %,	LL 3, Keski- koko, km²	LL 5, Keski- koko, km²	LL 7, Keski- koko, km²
Pohjanmaa	69,5	63,5	42,2	138	105	69
Keski- Pohjanmaa	91,8	86,9	71,1	1200	1137	417
Pohjois- Pohjanmaa	92,5	89,2	79,4	2605	1672	1078
Kainuu	95,0	90,3	80,3	10782	6835	9107
Lappi	95,7	95,0	92,6	7291	7241	7640
Ahvenan- maa	46,9	43,5	36,3	22	21	18

Kuvio 8 havainnollistaa karttamuodossa, mikä merkitys suojavyöhykkeillä voisi olla ekologisesti laadukkaiden metsien ja suojelualueiden kytkeytyvyydessä suuremmiksi pinta-aloiksi. Ekologisesti laadukkaan minimivaatimukset eli laatuluokan 1 kriteerit täyttävät metsät olisivat olemassa olevien suojelualueiden ja vesistöjen sekä uomien varsille jätettävien suojavyöhykkeiden avulla lähes täydellisesti toisiinsa kytkeytyneitä koko maassa (Kuvio 8A).

Kuvio 8. Suojelualueiden ja ekologisesti laadukkaiden metsien kytkeytyvyys eri laatuindek- siluokissa (LL) sekä potentiaalisen suojavyöhykkeen (SV) vaikutus siihen. a=LL1, A=LL1+SV, b=LL3, B=LL3+SV, c=LL5, C=LL5+SV, d=LL7, D=LL7+SV. Väri indi- koi kytkeytyneen alueen pinta-alaa.



3.4 Johtopäätökset

- Julkisia paikkatietoaineistoja voidaan hyödyntää luonnonhoidon kohdentamisessa ja näin parantaa toimenpiteiden kustannustehokkuutta.
- Vaikka metsävara-aineisto ei sisällä yksityiskohtaista tietoa metsiköiden luontoarvoista, puustotunnusten perusteella niitä voidaan arvioida ja tehdä uusia luokittelumuuttujia. On kuitenkin muistettava, että puustotunnuksista johdettuihin muuttujiin liittyy epävarmuutta, kuten järeydestä johdettuun ikämuuttujaan.
- Luokittelumuuttujat voisivat vastaavissa tarkasteluissa olla myös kuviokohtaisia, mutta tässä työssä käytettiin ruudukkoluokittelua (1 km²) jatkoanalyysien mahdollistamiseksi.
- Pienipiirteisyyden tunnistaminen, kuten lehtipuulajien erottaminen tai säästöpuuryhmät, on haastavaa suuralueaineistoista.
- Metsien laatuluokittelumuuttujien ja niiden raja-arvojen valintaan ei ole yksiselitteistä tieteellistä perustaa, vaan valinta joudutaan tekemään osin subjektiivisesti. Kun halutaan pienipiirteisempää luokittelua, kuten tässä tutkimuksissa tehtiin jakamalla ekologisesti laadukkaat metsät 12 eri laatuluokkaan, subjektiivisuus korostuu.
- Metsien laatuluokittelu ruututasollakin paljastaa maakuntien erot ekologisyyden kannalta laadukkaiden metsien pinta-aloissa ja auttaa esimerkiksi alueellisissa metsäsuunnitelmissa kiinnittämään huomiota luonnonhoidon kohdentamiseen ekologisesti mahdollisimman tehokkaasti.
- Ekologisesti laadukkaiksi luokiteltujen yhtenäisten metsäalueiden koossa on suurta vaihtelua maakunnittain, ja myös niiden ekologinen kytkeytyneisyys vaihtelee paljon.
- Vesistöjen varsille ja hakkuiden ulkopuolelle jätettävien suojavyöhykkeiden avulla ekologisesti laadukkaiden metsäkuvioiden kytkeytyneisyyttä on mahdollista parantaa huomattavasti varsinkin maakunnissa, joissa vesistöt pirstovat metsäalueita.

4 Skenaarioanalyysi metsien luonnonhoidon keinojen monimuotoisuus- ja taloudellisista vaikutuksista

4.1 Skenaarioanalyysiin tavoitteet ja simulointimallin kuvaus

4.1.1 Skenaarioanalyysin tavoitteet

Osatehtävässä 2 (Kuvio 1) tutkittiin paikkatietoanalyysin lisäksi skenaarioanalyysillä aiemmissa työvaiheissa valikoituneiden metsien luonnonhoidon keinojen vaikutuksia aluetasolla. Mallinnuksessa käytettiin EFDM-skenaariomallia (Luku 4.1.2), millä arvioitiin toimien sekä taloudellisia että ekologisia vaikutuksia. Lisäksi tutkittiin talous- ja monimuotoisuusshyötyjen yhteensovittamista. Analyysien monimuotoisuutta kuvaavat indikaattorit olivat samoja kuin paikkatietoanalyysissä: metsikön ikä, lehtipuun tilavuus ja käsittelemättömän metsän pinta-ala. Näistä viimeisin on säästöpuuston jättämisessä tai vesistöjen suojavyöhykkeissä uudistushakkuun yhteydessä hakkaamatta jätettyä metsää, mistä käytetään englannin kielessä termiä set-aside. Vaikka vesistöjen suojavyöhykkeistä on vesille koituvia monimuotoisuusshyötyjä, ei analyyseissä ollut mukana näitä mittaavia monimuotoisuusindikaattoreita, joten tarkastelu rajoittuu metsien monimuotoisuuteen. Skenaarioanalyysissä tehtiin 50 vuoden tarkastelujaksolle.

4.1.2 EFDM:n (European Forestry Dynamics Model) yleiskuvaus ja asetelman vertautuminen aiempiin EFDM-simulointeihin

European Forestry Dynamics Model -malli (EFDM) (Räty & Kuronen 2022; Packalen ym. 2014) on matriisilaskentaan perustuva malli, joka soveltuu laajojen alueiden skenaariotarkasteluihin. Malli on sovellettavissa hyvin monenlaisiin metsiin ja kasvuolosuhteisiin. Mallissa metsät ositetaan puuston kasvupotentiaalin ja metsänkäsittelytoimenpiteiden suhteen. Tässä työssä käytettävässä EFDM-mallissa osittavia muuttujia olivat:

- Metsäkasvillisuusvyöhykkeet (E/H-bor, K-bor, P-bor)
- Metsikön vallitseva puulaji (Kuusi, Muut)
- Kasvupaikkatyyppi (Lehdot, Lehtomaiset, Tuoreet, Kuivahkot sekä Kuivat ja sitä karummat kasvupaikat)
- Pääryhmä (Kivennäismaa, Turvemaa)
- Metsänkäsittelykategoria (Suojelu, Talousmetsä, Kiertoajan pidennys)

Lisäksi näiden ositteiden sisällä metsät luokitellaan edelleen iän ja kokonaistilavuuden suhteen. Matriisin 'soluissa' on kyseistä luokitusta ja ositusta vastaavien metsien pinta-alat, jotka muuttuvat skenaarioajossa. Jokaisen simulointiaskelen alussa metsäpinta-alat jaetaan ensiksi eri toimenpiteiden kesken, jonka jälkeen pinta-alan siirtyminen määräytyy ko. toimenpiteen siirtomatriisien mukaisesti.

Toimenpiteitä on määritelty kaiken kaikkiaan viisi:

- 'Kasvu' tarkoittaa, ettei toimenpiteitä suoriteta
- 'Harvennus' on toimenpide, jossa vain osa puuston tilavuudesta poistetaan
- 'Päätelhakkuu' on avohakkuu. Koko puustotilavuus poistetaan.
- 'Säästö' päätelhakkuun yhteydessä 2,5 % kuvion pinta-alasta jätetään säästöpuustoksi, joille ei tehdä mitään käsittelyä koko loppusimulointiajanjaksolla. Ko. pinta-ala siirretään suojeluun (set-aside).
- 'Puskuri' päätelhakkuun yhteydessä jätetään kuvioilla, jotka rajoittuvat pienvesistöihin paikkatietoanalyysissä kuvattu kosteusindeksiin sidottu suojavuohyke. Tällä vyöhykkeellä ei suoriteta mitään käsittelyä (set-aside).

Mallin matriisit on estimoitu käyttäen valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI9-12) vuosina 1996–2018 kerättyjä aineistoja sekä MOTTI-metsäsimulaattoria (Hynynen ym. 2005). Näihin lähtöaineistoihin perustuen on estimoitu metsien kasvu, kuhunkin

metsänkäsittelykategoriaan kuuluvien toimenpiteiden ajoitus ja niihin liittyvät siirtomat-
riisit.

Simuloinnin lähtötilanne, pinta-alajakauma, perustuu aiemmista töistä poiketen paik-
katietoanalyysissä valtakunnan metsien inventoinnin monilähdekartoilta (MVMI) seg-
mentoituihin kuvioihin ja niiden luokituksiin (alla tarkemmin). Jokaisen simulointiaske-
len jälkeen tallentuu lähtötilan kaltainen pinta-alajakauma ositteittain ja toimenpiteit-
tään. Jos nämä pinta-alat halutaan muuntaa lukuarvoiksi, pitää ne kertoa nk. kertoimilla,
jotka ovat hehtaarikohtaisia arvoja eri muuttujille.

Tuloksien estimoimisessa hyödynnetään tilavuus-ikäluokkien keskitilavuuksia ja puu-
lajiosuuksia sekä tilavuus-ikäluokkien keskivuosia. Hakkuukertymät tukki- ja kuitu-
puuksi eriteltyinä edustavat mallin tuottamia fyysisiä suureita, joista voidaan puun hin-
taa koskevien oletusten perusteella johtaa hakkuista syntyvät bruttokantorahatulot
(euroja). Lisäksi laskennassa otetaan huomioon metsänhoitokustannukset ja suoje-
lupinta-alan lisäämisestä aiheutuvat vaihtoehtoiskustannukset eli puuntuotannon talou-
delliset menetykset.

Tätä samaa EFDM-mallia on käytetty kahdessa aiemmassa selvityksessä: Kustan-
nusvaikuttavat keinot metsäluonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi
(KEIMO) (Kärkkäinen ym. 2021) ja Arvio EU:n biodiversiteettistrategian 2030 vaiku-
tuksista Suomessa (VASU) (Kärkkäinen & Koljonen 2021). Perusasetelma, metsien
luokittelu ja talousmetsien käsittelyt ovat kaikissa näissä samankaltaisia. Suurin ero
on lähtöaineistossa: KEIMO-hankkeen tarkasteluissa samoin kuin tässä työssä oli mu-
kana vain puuntuotannon metsämaa. VASU-hankkeessa mukana oli koko metsämaa
eli myös nykyisin tiukassa suojelussa oleva metsämaa. Lisäksi tähän työhön on liitetty
luonnonhoitotoimia.

KEIMO- ja VASU-hankkeissa tehtiin lisäsuojelun kohdistamista, mitä LUONTEVA-
hankkeessa ei ole lainkaan. Kiertoajan pidentäminen, mitä toteutettiin KEIMO-hank-
keessa, sovelletaan tässä hankkeessa samanlaisena, mutta osaa luonnonhoidon me-
netelmistä eli säästöpuuston ja suojavyöhykkeiden jättämistä ei ole aiemmin EFDM-
mallilla sovellettu. Näiden kahden toimenpiteen joustavan soveltamisen mahdollisti
uusi 'efdm' R-paketti (Räty & Kuronen 2022; Kuronen & Räty 2021).

Poiketen aiemmista hankkeista LUONTEVA:ssa ei käytetty hakkuukertymätavoitetta
skenaarioanalyysissä. Sen sijaan tutkittiin, miten luonnonhoidon toimen tai toimien
yhtäaikainen soveltaminen vaikuttaa kussakin maakunnassa suhteessa tilanteeseen,
missä toimia ei toteuteta.

4.1.2.1 Skenaarioissa sovellettavien metsänkäsittelykategorioiden ja toimenpiteiden tarkempi kuvaus

Skenaarioajoissa EFDM-mallia sovelletaan paikkatietoanalyysissä rajatulle puuntuotannon metsämaalle. Skenaarioissa sovellettavia luonnonhoidon toimia ovat pienvesistöjen suojavyöhykkeet, päätehakuussa jätettävää säästöpuusto ja metsien kiertoajan pidentäminen.

Seuraavassa on kuvattu kaikki skenaarioissa mukana olevat metsänkäsittelykategoriat.

Talousmetsä: Talousmetsissä metsiä käsitellään harvennuksin ja päätehakkuin. Toimenpiteiden ajoitus ja intensiteetti samoin kuin kasvu, on estimoitu VMI9-12 pysyvien koealojen uudelleenmittausten pohjalta. Näin ollen mukana on lehtipuiden suosiminen ja kiertoajat siten, kun ne ovat VMI-aineistossa esillä. Katteet eivät sisällä säästöpuiden tai vesistöjen suojavyöhykkeiden jättämistä.

Suojelu: Suojeltujen metsien kasvu on estimoitu samalla tavalla kuin talousmetsä-kategorian kasvu. Estimointiaineistona ovat olleet VMI9-12 suojellut pysyvät koealat. Näissä metsissä ei suoriteta metsätalouden toimenpiteitä. Tässä simulaatiossa suojelu-kategorian kasvua sovelletaan se jälkeen, kun metsäpinta-alaa on siirretty pois puuntuotannon piiristä joko säästöpuuksi tai jätetty käsittelemättä vesien suojavyöhykkeellä.

Kiertoajan pidentäminen: Kiertoajan pidentäminen toteutettiin siirtämällä myöhemmäksi EFDM:ssä talousmetsä-kategorian uudistushakkuuta. Pidentämysaika vuosina oli määritetty MOTTI-metsäsimulaattorilla metsäosittain KEIMO-projektissa. Pidentämys oli siinä metsänhoidon suosituksia noudattavan metsien kiertoajan ja pidennetyn kiertoajan sisältävän jaksollisen-käsittelyvaihtoehdon kiertoaikojen erotus. Näin ollen pidentämisen pituus riippui metsäositteesta. Keskimäärin se oli n. 10 vuotta.

Lisäksi vesistöjen suojavyöhykkeisiin jäävillä metsämaalla ja säästöpuuston aloilla ei suoriteta metsätalouden toimenpiteitä sen jälkeen, kun niille olisi kohdistunut päätehakkuu, harvennukset ovat tätä ennen mahdollisia. Suojeluun siirrettyjen pinta-alojen kasvu kuitenkin poikkeaa EFDM:ssä määritellystä suojelu-kategoriasta, koska ne ovat olleet talousmetsää juuri ennen suojavyöhykkeelle siirtämistä. Näiden metsien kasvu on simulointiperiodin alkupuolella talousmetsä-kategorian kaltaista. Simuloinnin edetessä ne muuttuvat niin puulajisuhteiltaan kuin kasvultaan kohden suojelu-kategoriaa. Tämä muutos toteutetaan tasaisena muuttumisena siten, että ensimmäisellä aika-askelalla syrjään siirtämisestä kasvu on 100 % talousmetsä-kategorian mukaista, mistä se siirtyy kohden suojelu-kategorian kaltaista aina 10 % jokaisella aika-askelalla.

4.2 Skenaarioanalyysin aineisto ja menetelmät

4.2.1 Lähtöaineiston valmistelut

Mallin lähtöaineistona oli paikkatietoanalyysin monilähdekartta. Pikselimuotoinen monilähdekartta segmentoitiin kuvioiksi, jonka jälkeen näille kuvioille estimoitii keskittynukset, puulajittaiset tilavuudet ja ikä, kuviot muodostaneista pikseleistä. Suojeluun ja vesistön suojavyöhykkeeseen kuulunut osuus kustakin kuvioista arvioitiin muun karttamateriaalin avulla (ks. kappale 3.2). Jotta puustotiedot olisivat maakuntatasolla vertailukelpoisia tilastoituihin arvoihin, tehtiin seuraavat skaalaukset:

- Kokonaispinta-ala skaalattiin vastaamaan kartan muodostamisajanjakson (v. 2012–2016) valtakunnan metsien inventointi -aineistosta (VMI) laskettua pinta-alaa
- Puuston kokonaistilavuus skaalattiin vastaavan ajanjakson VMI-tilavuuteen
- Puuston pinta-alan ikäjakauma 20-vuoden jaksoissa sovitettiin tilastoituihin jakaumaan

Skaalaus tehtiin vain metsämaalle, koska skenaariotyössä ei muita maaluokkia simuloita. Lisäksi skaalauksessa olivat mukana vain mallin kannalta tärkeimmät muuttujat eli pinta-ala, tilavuus ja ikä. Pinta-aloissa oli monilähdeaineistossa keskimäärin 6,9 % yliarviota ja tilavuuksissa 6,5 % aliarvioita.

Maakunnittaiseen metsätalousmaan pinta-alajakaumaan on lisätty puuntuotannon metsämaalle potentiaalinen vesistöjen suojavyöhyke (Taulukko 10). Vesistöjen suojavyöhyke skenaarioanalyysissä vastaa paikkatietoanalyysin kosteusindeksiin sidottua suojavyöhykettä (Luku 3). Jos kaikki vesistöön rajoittuva metsämaan pinta-ala päätehakattaisiin simuloinnin aikana, ko. pinta-alaosuus siirtyisi suojeluun. Pienvesistöjen osalta käytetty kartta-aineisto ei kattanut Ahvenanmaata, joten sitä koskien ei ole tuloksia pienvesistöjen suojavyöhykkeistä. Suojellun metsämaan pinta-alaa ei skaalattu vastaamaan tilastoitua määrää. Koko aineistossa suojelun yhteinen pinta-alaosuus käsittäen metsätalousmaan oli 9,3 %, mikä on pelkästään jo metsä-kitumaalle tilastoituihin 10,6 % (Luokat 1A+1B+1C, SVT 2019) nähden aliarvio.

Taulukko 10. Pinta-alaosuudet metsämaalle jaoteltuna puuntuotantoon (Pt) ja suojeluun (Suoj.) sekä kitumaalle ja joutomaalle maakunnittain simuloinnin alussa prosentteina (%) metsätalousmaasta (mtalmaa). Lisäksi sekä metsätalouden kokonaisala (1000 ha) että potentiaalinen vesistöjen suojavyöhykkeille (vyöhyke) osuutena puuntuotannon metsämaan alasta (%-pt).

Maakunta	Metsämaa			Kitumaa	Joutomaa	Mtalmaa
	Pt %	Vyöhyke %-pt	Suoj. %			
Uusimaa	95.9	3.2	2.4	1.0	0.6	600
Varsinais-Suomi	91.0	2.2	2.0	3.8	3.2	683
Satakunta	94.6	3.1	0.9	0.6	3.8	575
Kanta-Häme	97.2	4.9	0.8	0.8	1.2	372
Pirkanmaa	97.6	5.0	0.9	0.4	1.1	1 053
Päijät-Häme	98.6	5.3	0.8	0.2	0.3	431
Kymenlaakso	96.8	4.3	1.2	1.1	0.9	340
Etelä-Karjala	97.7	6.1	1.2	0.7	0.4	432
Etelä-Savo	96.5	7.1	2.4	0.7	0.4	1 120
Pohjois-Savo	96.7	6.6	1.0	1.4	0.9	1 479
Pohjois-Karjala	93.6	6.6	1.2	3.1	2.2	1 695
Keski-Suomi	97.5	5.4	0.7	0.5	1.3	1 408
Etelä-Pohjanmaa	93.3	3.0	0.3	1.3	5.2	1 028
Pohjanmaa	93.5	2.8	2.4	0.8	3.3	565
Keski-Pohjanmaa	85.3	3.5	1.2	1.4	12.1	421
Pohjois-Pohjanmaa	81.2	3.8	1.2	6.8	10.7	3 281

Maakunta	Metsämaa Pt %	Vyöhyke %-pt	Suoj. %	Kitumaa %	Joutomaa %	Mtalmaa 1000 ha
Kainuu	85.8	5.3	2.7	5.4	6.2	1 924
Lappi	53.8	2.3	5.5	13.7	27.0	9 083
Ahvenan- maa ¹	66.1	x ¹	0.0	13.1	20.8	131

¹ Vesistön suojavyöhykettä ei ollut käytettävissä Ahvenanmaalla ja siksi skenaariota ei voitu toteuttaa.

4.2.2 Luonnonhoitotoimia toteuttavat skenaariot

Skenaarioajojen lähtökohta on vuosi 2015 ja simulointia tehdään 50 vuotta. Näin ollen lopussa ollaan vuodessa 2065. Koska simulointi etenee viiden vuoden aika-askelin, sisältää tämä aikaväli 10 askelta.

Vertailuskenaario, REF, sisältää ainoastaan talousmetsä-kategorian mukaista metsän-hoitokategoriaa, eikä metsiä jätetä käsittelemättä päätehakkuussa eli suojelupinta-aloihin ei tule muutoksia. Vaihtoehtoiset, luonnonhoitoa soveltavat, skenaariot toteutettiin luonnonhoitotoimia sekä yksitellen että yhdistelmiä sisältävinä (Taulukko 11). Luonnonhoidon toimista oletettiin, että niitä sovelletaan ko. skenaarioissa kaikilla kohteilla, missä ne ovat mahdollista toteuttaa.

Taulukko 11. Tutkitut skenaariot eri luonnonhoidon toimien yhdistelmillä.

Skenaarion nimi	Kiertoajan pidennys	Vesistön suojavyöhyke	Säästöpuuston jättäminen
REF			
Pitkä	x		
Puskuri		x	
Säästö			x
PitkäPuskuri	x	x	
PitkäSäästö	x		x
PuskuriSäästö		x	x
PitkäPuskuriSäästö	x	x	x

4.2.3 Skenaarioiden vertailussa käytettävät tunnuks

Kaikissa skenaarioissa simuloinnin alkutila oli sama. Tuloksien tarkastelu on mahdollista kaikkien simulointiaskelten jälkeen eli viiden vuoden välein. Kuitenkin tutkimuksessa pääasiallinen kiinnostus on pitkäaikaisissa vaikutuksissa. Siksi tutkitaan simulointien alkutilan ja lopputilan välisiä eroja, sekä varsinkin lopputilojen eroja suhteessa vertailuskenaarion lopputilaan.

Skenaarioiden välisiä taloudellisia eroja kuvaamaan laskettiin bruttotuloista (*BI*) nettotulojen nykyarvo, NPV, joka sisältää myös mahdollisesta puuntuotannosta syrjään siirtämisestä syntyvät kustannukset ja hakkuutulon menetykset:

$$NPV = \sum_i \frac{BI_t - CR_t - CBL_t}{(1+r)^{t_i}}, i = 0, 1, 2, \dots, 9 \quad (1)$$

missä *i* on simulointiaskelten järjestysnumero. Simulaation lähtötilannetta ja ensimmäistä 5 vuoden askelta merkitään *i* = 0. Toimenpiteiden ja siten myös tulojen ja kustannusten ajateltiin sijoittuvan simulointiaskelten keskelle eli esimerkiksi ensimmäisen simulointiaskelten (*i* = 0) osalta kaavassa 1: $t_0 = 5 * i - 2,5 = 2,5$ (vuotta). Korkokantana (*r*) oli 3 %. Laskennassa huomioidaan metsän uudistamiseen ja taimikon hoitoon liittyvät kulut (*CR*) sekä suojavyöhykkeiden ja säästöpuiden jätössä puuntuotannosta syrjään siirretyn metsämaan arvo (*CBL*).

Bruttotulojen ja metsikön uudistamiskulujen arviointiin käytettiin samoja kantohintoja kuin KEIMO-projektissa (Kärkkäinen ym. 2021, Liite 1-2). Lisäksi paljaan metsämaan arvot täsmäävät "EU:n biodiversiteettistrategian suojeluvaihtoehdot – Luontohyödyt vs. investoinnit" -hankkeeseen (Kärkkäinen ym. 2022, Liite 3).

Luonnonhoidon tavoitteet eli indikaattorit olivat lehtipuun tilavuusosuuden kasvattaminen, vanhojen metsien pinta-alaosuuden kasvattaminen ja käsittelemättömän metsämaapinta-alan syntyminen. Mikäli käytetään vain yhtä luonnonhoidon tavoitetta, voidaan kustannustehokkuusindeksi pelkistää muotoon:

$$Indeksi_{i,ref} = \frac{Indikaattori_i - Indikaattori_{ref}}{NPV_{ref} - NPV_i}, \quad (2)$$

missä indikaattorin *i* arvo luonnonhoitoa toteuttavassa skenaariossa suhteessa vertailuskenaarioon prosentteina (REF) jaetaan näiden skenaarioiden nettonykyarvojen erotuksella. Skenaario, jolle saadaan suurin indeksin arvo, on kustannustehokkain.

4.2.4 Skenaarioiden yhdistäminen ja tunnusluvut

Yllä on tarkasteltu yksittäisten skenaarioiden ja sen sisältämien luonnonhoidon toimien toteuttamista maakunnissa. Vaihtoehtoisesti luonnonhoidon toimia voitaisiin toteuttaa vain osassa maata tai maakuntaa eli tehdä skenaarioista kombinaatioita. Tällöin voidaan tavoitella toimien taloudellista ja ekologista tehokkuutta.

Analyysi toteutetaan lineaarisena optimointina, missä maksimoidaan skenaarioyhdistelmien nettonykyarvoa maakuntatasolla. Mallin rajoitteina on metsien pinta-alajakaumaan ja tilavuuteen liittyviä tunnuksia. Vaatimuksena on, ettei koko metsämaan puuston keskitilavuus laske suhteessa vertailuskenaarion tilaan simuloinnin lopussa, eikä simuloinnin lopussa olevan puuntuotannon metsämaan kokonaistilavuus saa laskea simuloinnin alkutilaan nähden.

Lisärajoitteilla haetaan monimuotoisuushyötyjen kustannustehokkainta saavuttamista. Lisärajoitteita ovat: 1) tiettyä ikäluokkaa vanhempia metsiä on vähintään yhtä paljon kuin vertailuskenaariossa tai niiden määrä kasvaa, 2) lehtipuun osuus tilavuudesta joko kasvaa suhteessa vertailuskenaarioon tai säilyy samana, ja 3) säästöpuiden jätöstä tai vesistöjen suojavaohtyhykkeestä syntyy uutta 'käsittelemätöntä' pinta-alaa. Kuvi-
ossa 9 on kuvaus optimoinnista.

Kuvio 9. Maakunnan ja koko Suomen tasoilla toteutettavan optimointiaselman kuvaus.**Tavoite: Maksimoi NPV**

- Nettonykyarvot (NPV) ovat erotuksia suhteessa vertailuskenaarioon, joten tavoitteena on minimoida luonnonhoidon toimista koitua kustannus kulloinkin tavoiteltavalla monimuotoisuushyötytasolla

Rajoitteet

- Pinta-ala summautuu, 100 %
- Koko puuston keskitilavuus on simuloinnin lopussa vähintään yhtä suuri vertailuskenaariossa
- Puuntuotannon metsämaalla olevan puuston kokonaistilavuus on vähintään yhtä suuri kuin simuloinnin alussa
- Vanhan metsän eli vanhempi kuin 80- tai 100-v. pinta-alaosuus kasvaa suhteessa vertailuskenaarion lopputilaan: 0 - 1 %
- Säästöpuu/puskuri pinta-ala eli päätehakkuussa käsittelmättä jätetty pinta-ala on vähintään: 0 - 1 % kokonaispinta-alasta
- Lehtipuutilavuus suhteessa vertailuskenaarion lopputilaan kasvaa: 0 - 1 %

Ensin optimointituloksia tarkasteltiin ilman painoja kiinnittämällä monimuotoisuutta edistävien indikaattorien tavoitetasot ja etsimällä näihin kustannustehokkaimmat skenaarioyhdistelmät (Taulukko 12). Tässä vaiheessa tehtiin 8 eri optimointia. Sitten laskemat tehtiin painoja vaihdellen kolmella eri tavalla (Taulukko 13). Painotus voidaan esittää seuraavasti:

$$Indeksi_{tot} = \sum_i w_i \cdot Indeksi_{i,ref}, \quad (3)$$

missä w_i on monimuotoisuushyödyille i kohdistuva paino. Painot saavat arvoja $w_i \in [0,1]$ ja $\sum w_i = 1$.

Taulukko 12. Tavoitteiksi asetetut monimuotoisuushyödyt koko Manner-Suomen tasolla, kun tavoitteen on täytyttävä erikseen jokaisessa maakunnassa.

	Yli 80-v. tai 100-v. metsän pinta-ala	Lehtipuun tilavuus	Käsittelemätön pinta-ala
1	0,5 %	x	x
2	x	0,5 %	x
3	x	x	0,5 %
4	0,5 %	0,5 %	x
5	x	0,5 %	0,5 %
6	0,5 %	x	0,5 %
7	0,5 %	0,5 %	0,5 %
8	1 %	1 %	1 %

Painotusta vaihtelevassa tarkasteluissa lähtökohtana oli, että monimuotoisuushyötyjen pitää lisääntyä kaikilla käytetyillä kolmella indikaattorilla samanaikaisesti, eikä vertailuskenaario ollut mukana vaihtoehdoissa. Painotuksia oli kolme: 1) kaikki kolme tavoitetta ovat tasa-arvoisia (Tasa), vanhan metsän pinta-alan kasvua korostetaan (Vanha), ja 3) uudistushakkuissa käsittelemättä jätettävän metsän pinta-alaa painotetaan (Säästö) (Taulukko 13).

Taulukko 13. Monimuotoisuushyötyjen keskinäinen painotus optimoinnissa.

	Vanhan metsän pinta-ala	Lehtipuun tilavuus	Käsittelemätön pinta-ala
Tasa	1/3	1/3	1/3
Vanha	1/2	1/4	1/4
Säästö	1/4	1/4	1/2

TIIVISTELMÄ SKENAARIOANALYYSIN TAVOITTEISTA JA TOTEUTUKSESTA

Skenaarioanalyysi toteutettiin EFDM-mallilla.

Skenaarioanalyysin ajanjakso oli 50 vuotta: vuodet 2015-2065 sisältäen 10 simulointiaskelta.

Luonnonhoidon toimia olivat säästöpuumetsikön jättäminen päätehakkuussa, vesistöjen suojavyöhykkeiden päätehakkuuiden lopettaminen ja metsien kiertoajan pidentäminen.

Luonnonhoidon toimista muodotettiin 8 eri skenaariota, joista yksi oli vertailuskenaario ja loput luonnonhoitotoimien (3 kpl yllä) yhdistelmiä.

Luonnonhoidon vaikutuksia mitattiin taloudellisilla ja ekologisilla muuttujilla maakuntatasolla.

Lisäksi tutkittiin, millä skenaarioyhdistelmillä saataisiin monimuotoisuushyötyjä kustannustehokkaimmin.

4.3 Tulokset

4.3.1 Luonnonhoitotoimia toteuttavat skenaariot

Tuloksia peilataan vertailuskenaarioon (REF) nähden. Ajatuksena on, että luonnonhoidon toimilla parannetaan tilannetta verrattuna REF:iin. Kun verrataan REF:n alku- ja lopputilaa eli vuosia 2015 ja 2065, suurin osan indikaattoreista suurimassa osassa maakuntia kehittyi positiivisesti (Liite 4) ja koko Suomen tasolla indikaattorien arvot ovat suurempia kuin lähtötilanteessa (Taulukko 14). EFDM-mallin tulosten mukaan puuston tilavuus kasvaa ja ikärakenne vanhenee myös vertailuskenaariossa. Muutokset lehtipuun määrässä ovat koko Suomen tasolla pieniä.

Taulukko 14. Monimuotoisuusindikaattorien arvon muutos 50 vuoden simuloinnin jälkeen koko Suomen tasolla, %, suhteessa alkutilaan vuonna 2065 eri luonnonhoidon skenaarioissa.

Skenaarion nimi	Yli 80-v. metsän pinta-ala	Yli 100-v. metsän pinta-ala	Lehtipuun tilavuus	Keskittelavuus
REF	9	9	0.4	10
Pitkä	12	11	0.5	13
Puskuri	11	10	0.8	15
Säästö	10	10	0.5	12
PitkäPuskuri	14	13	0.9	18
PitkäSäästö	13	12	0.6	14
PuskuriSäästö	12	11	0.9	17
PitkäPuskuri-Säästö	14	13	1.0	19

Kun luonnonhoidon toimia sovelletaan, vaikuttavat ne lähes poikkeuksetta metsien nettonykyarvoa alentavasti (Taulukko 15). Pienimmät vaikutukset oli kiertoajan pidentämisellä ja päätehakkuupinta-alan jättämisellä säästöpuuryhmäksi yksittäisinä toimina – NPV oli maakunnasta riippuen 0–2 % pienempi kuin vertailuskenaariossa. Yksittäisistä toimista vesistöjen suojavyöhykkeiden jättäminen on kaikista kallein luonnonhoidon toimenpide. Sen suurin vaikutus on Etelä- ja Pohjois-Savossa sekä Etelä- ja Pohjois-Karjalassa, missä NPV jäi 7–8 % pienemmäksi kuin vertailuskenaariossa. Pienimmiksi vaikutukset jäivät Lounais-Suomessa, Uudellamaalla ja Pohjanmaalla, missä NPV oli 2–3 % pienempiä kuin vertailuskenaarioissa. Tulos johtuu siitä, että laskelmissa oletetaan, että suojavyöhykkeillä luovutaan päätehakkuista kokonaan, eikä niitä voida korvata esimerkiksi poimintahakkuilla. Kun luonnonhoidon toimia yhdistetään eli samanaikaisesti pidennetään kiertoaikaa, jätetään säästöpuustoa ja lopetetaan päätehakkuut vesistöjen suojavyöhykkeiltä, vaikutukset NPV:hen summautuvat. Simuloitujen skenaarioiden NPV:t olivat koko Suomen tasolla 1–7 % pienempiä kuin vertailuskenaarion.

Taulukko 15. Skenaarion nettohyötyarvossa tapahtuva prosentuaalinen muutos suhteessa vertailuskenaarioon (%), kun luonnonhoidon toimia toteutetaan koko maakunnan nykyisellä puuntuotannon metsämaalla kaikissa soveltuviissa kohteissa.

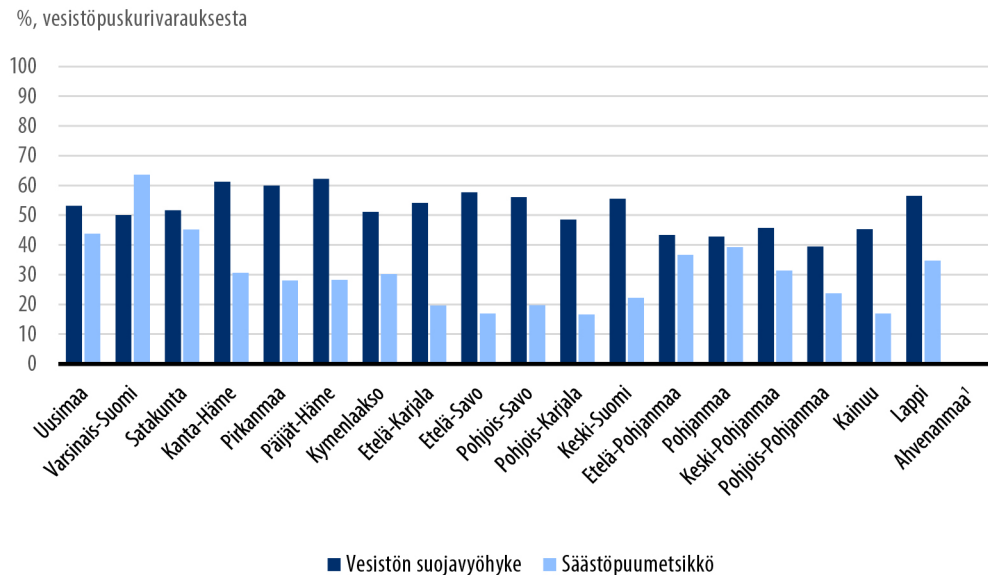
Maakunta	Pitkä	Puskuri	Säästö	Pitkä-Puskuri	Pitkä-Säästö	Puskuri-Säästö	PitkäPuskuri-Säästö
Uusimaa	-1	-3	-1	-4	-2	-5	-5
Varsinais-Suomi	-1	-2	-1	-4	-2	-4	-5
Satakunta	-1	-3	-1	-4	-2	-4	-5
Kanta-Häme	0	-5	-1	-5	-2	-6	-7
Pirkanmaa	-1	-6	-1	-6	-2	-7	-7
Päijät-Häme	0	-5	-1	-6	-2	-7	-7
Kymenlaakso	-1	-4	-1	-6	-2	-5	-7
Etelä-Karjala	-1	-7	-1	-8	-2	-8	-9
Etelä-Savo	-1	-8	-1	-9	-2	-9	-10
Pohjois-Savo	-1	-7	-1	-8	-2	-8	-9
Pohjois-Karjala	-1	-7	-1	-8	-2	-8	-9
Keski-Suomi	-1	-6	-1	-7	-2	-7	-8
Etelä-Pohjanmaa	-1	-4	-1	-5	-3	-5	-6
Pohjanmaa	-1	-3	-1	-4	-2	-4	-5
Keski-Pohjanmaa	-1	-5	-1	-6	-3	-6	-7
Pohjois-Pohjanmaa	-2	-4	-1	-6	-3	-5	-7
Kainuu	0	-6	-1	-6	-1	-7	-7
Lappi	-2	-4	-1	-6	-2	-5	-6

Maakunta	Pitkä	Puskuri	Säästö	Pitkä-Puskuri	Pitkä-Säästö	Puskuri-Säästö	PitkäPuskuri-Säästö
Ahvenanmaa ¹	-2	x ¹	-1	x ¹	-2	x ¹	x ¹
Koko Suomi	-1	-5	-1	-6	-2	-6	-7

¹ Vesistön suojavyöhykettä ei ollut käytettävissä Ahvenanmaalla ja siksi skenaariota ei voitu toteuttaa.

Säästöpuuston jättäminen, silloin kun säästöpuustoa jätetään 2,5 % kuvion puustosta ja pinta-alasta, on kustannusvaikutukseltaan selvästi pienempi kuin suojavyöhykkeiden jättäminen – varsinkin hyvin vesistöisissä maakunnissa. Tämä ero on myös nähtävissä näissä toimenpiteissä pois puuntuotannosta siirrettävien pinta-alojen suuruuksissa (Kuvio 10). Kuviossa 10 vertailukohtana (100 %) on maakunnassa potentiaaliin vesistöpuskurin metsämaan pinta-ala, joka on esitetty Taulukossa 10, ja palkki kuvaa joko säästöpuuston jättämistä tai vesistön suojavyöhykkeellä päätehakkamatta jätetyn pinta-alan suhdetta tähän potentiaaliseen vesistön suojavyöhykkeeseen.

Kuvio 10. Puuntuotannon metsämaan pinta-alaosuus, mikä jätetään käsittelemättä joko vesistöjen suojavaohtyhykkeelle tai säästöpuustoksi 50 vuoden simuloimnin aikana eri skenaariovaihtoehdoissa verrattuna maakunnan vesistöpuskuriin varattuun pinta-alaan.



¹ Vesistön suojavaohtyhykettä ei ollut käytettävissä Ahvenanmaalla.

Luonnonhoidon toimien kustannuksia voidaan myös suhteuttaa hehtaarikohtaisiksi (Taulukko 16). Taulukossa 16 kustannukset on kohdistettu siihen pinta-alaan, mihin ko. toimi suoraan kohdistuu. Kiertoajan pidentäminen koskee kaikkea päätehakattua pinta-ala (pl. eteläboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeen kuusivaltaiset metsät), joten se jakautuu toimenpiteistä suurimmalle pinta-alalle. Toisaalta sen vaikutus NPV:hen oli alhaisin, joten sen hehtaarikohtainen kustannus onkin alhainen, vain -10–210 €/ha. Negatiivinen kustannus tarkoittaa, että nettonykyarvo kasvaa, kun toimenpidettä toteutetaan suhteessa vertailuskenaarioon. Toisaalta tähän kustannukseen vaikuttivat myös metsien ikärakenne ja hakkuuintensiteetti. Kymenlaaksossa, Etelä-Karjalassa ja Etelä-Savossa toimenpiteen kustannusvaikutukset olivat suurimmat.

Taulukko 16. Luonnonhoidon toimien kustannukset (€/ha), kun vaikutusta on suhteutettu niihin pinta-aloihin, joita toimenpide koskee maakunnassa. Esimerkiksi puskuri kohdistuu ainoastaan niihin pinta-aloihin, jotka on siirretty päätehakkuun yhteydessä suojeleun. Lisäksi puuston keskitilavuudet (ktil, m³/ha), jotka jätetään päätehakkuussa käsittelemättä vesistön suojavyöhykkeellä (Puskuri) ja säästöpuustona (Säästö).

Maakunta	Pitkä	Puskuri	Säästö	Pitkä-Puskuri	Pitkä-Säästö	Puskuri-Säästö	PitkäPuskuri-Säästö	Puskuri ktil	Säästö ktil
Uusimaa	180	27510	18410	1890	1140	23410	2740	320	250
Varsinais-Suomi	160	26270	15740	840	690	20360	1340	300	220
Satakunta	120	24700	15850	1250	750	20610	1820	290	220
Kanta-Häme	130	27180	21210	5040	2200	25230	6460	310	270
Pirkanmaa	130	26270	18650	3020	1130	23890	3830	310	250
Päijät-Häme	170	27170	21690	5080	2030	25560	6390	320	280
Kymenlaakso	210	24030	16230	1860	830	21270	2410	290	230
Etelä-Karjala	210	24030	17190	3000	890	22370	3570	290	240
Etelä-Savo	210	23690	17350	3450	910	22350	4020	290	240
Pohjois-Savo	140	24440	17780	3410	970	22860	4060	290	240
Pohjois-Karjala	110	19750	14560	1810	520	18560	2190	250	220
Keski-Suomi	130	22700	15740	1900	630	20760	2350	280	220

Maakunta	Pitkä	Puskuri	Säästö	Pitkä-Puskuri	Pitkä-Säästö	Puskuri-Säästö	PitkäPuskuri-Säästö	Puskuri ktil	Säästö ktil
Etelä-Pohjanmaa	70	18600	11420	540	320	15310	780	230	180
Pohjanmaa	140	22360	14410	840	550	18550	1240	260	210
Keski-Pohjanmaa	70	17000	10440	630	300	14440	860	210	170
Pohjois-Pohjanmaa	80	14900	9630	630	290	12980	840	200	160
Kainuu	-10	14540	10330	820	230	13480	1050	200	170
Lappi	70	9800	6190	450	210	8420	590	120	110
Ahvenanmaa ¹	140	x ¹	13140	x ¹	450	x ¹	x ¹	x ¹	200

¹ Vesistön suojavyöhykettä ei ollut käytettävissä Ahvenanmaalla ja siksi skenaariota ei voitu toteuttaa.

Vesistön suojavyöhyke oli yksittäisenä toimenpiteenä kallein ja siinä oli alueellisesti suuria vaihteluja. Eteläsuomalaisen pienvesistöön rajoittuvan metsän kustannus oli yli kaksinkertainen suhteessa lappilaiseen metsään. Säästöpuuston jättäminen oli selvästi halvempaa kuin vesistöpuskurin jättäminen. Tämä kustannusero selittyy kuvioiden eroina. Siinä missä säästöpuustoa jätetään kaikilla päätehakattavilla kuvioilla, vesistön suojavyöhykettä on vain kuvioilla, jotka ovat suorassa kosketuksessa vesistöön (ks. paikkatietoanalyysin vesistön suojavyöhykkeen määritelmä). Simuloinnin lähtöaineisto oli tuotettu monilähdeaineistosta automaattisella segmentoinnilla. Suojavyöhykettä sisältävät kuviot olivat kasvupaikaltaan keskimäärin rehevämpiä ja tilavuudeltaan suurempia kuin kuviot muualla. Nämä seikat vaikuttivat sekä paljaan maan arvoon että hakkuutulojen menetyksien kautta hehtaarikustannuksiin. Mikäli yllä olevat kustannukset jaetaan tasaisesti koko maakunnan puuntuotannon metsämaalle, metsänomistajalle kohdistuva kustannukset olivat keskenään vertailukelpoisia (Taulukko 17).

Taulukko 17. Luonnonhoidon toimien toteuttamisen hehtaarikohtainen nettokustannus, kun kustannus jaetaan koko puuntuotannon metsämaalle, €/ha.

Maakunta	Pitkä	Puskuri	Säästö	PitkäPuskuri	PitkäSäästö	PuskuriSäästö	PitkäPuskuriSäästö
Uusimaa	-40	-1820	-420	-460	-270	-640	-680
Varsinais-Suomi	-60	-1300	-360	-300	-240	-440	-480
Satakunta	-40	-1580	-360	-380	-220	-540	-560
Kanta-Häme	-20	-2820	-480	-750	-310	-1740	-1030
Pirkanmaa	-30	-2480	-420	-740	-270	-1730	-960
Päijät-Häme	-20	-2800	-490	-840	-310	-1940	-1110
Kymenlaakso	-60	-1600	-360	-520	-230	-1340	-690
Etelä-Karjala	-50	-1750	-380	-750	-220	-2030	-900
Etelä-Savo	-50	-1910	-380	-920	-230	-1170	-1080
Pohjois-Savo	-30	-2090	-400	-850	-230	-1070	-1040
Pohjois-Karjala	-40	-1180	-320	-600	-170	-880	-730
Keski-Suomi	-40	-1790	-350	-640	-210	-830	-800
Etelä-Pohjanmaa	-30	-850	-260	-260	-150	-380	-370
Pohjanmaa	-50	-990	-320	-290	-190	-430	-430
Keski-Pohjanmaa	-30	-760	-230	-280	-130	-420	-380

Maakunta	Pitkä	Puskuri	Säästö	PitkäPuskuri	PitkäSäästö	PuskuriSäästö	PitkäPuskuriSäästö
Pohjois-Pohjanmaa	-30	-410	-210	-230	-110	-390	-310
Kainuu	0	-580	-230	-330	-90	-580	-410
Lappi	-20	-250	-140	-120	-60	-240	-160
Ahvenanmaa ¹	-50	x ¹	-290	x ¹	-180	x ¹	x ¹

¹ Vesistön suojavyöhykettä ei ollut käytettävissä Ahvenanmaalla ja siksi skenaariota ei voitu toteuttaa.

Luonnonhoidon toimia toteuttamalla saavutetaan monimuotoisuushyötyjä. Aiemmin esitelty käsittelemättä eli käytännössä päätehakkamatta jätetyn pinta-alan määrä on yksi näistä muuttujista (Kuvio 10). Taulukossa 18 on koko maata koskien tässä työssä käytettyjen tunnuksissa tapahtuvia muutoksia.

Taulukko 18. Monimuotoisuusindikaattorin kasvu luonnonhoidon toteuttamisen tuloksena suhteessa vertailuskenaarioon koko Suomen tasolla, %.

	Pitkä	Puskuri	Säästö	PitkäPuskuri	PitkäSäästö	PuskuriSäästö	PitkäPuskuriSäästö
Yli 80-v. pinta-ala	3,6	1,8	0,9	5,3	4,4	2,7	6,0
Yli 100-v. pinta-ala	2,9	1,5	0,7	4,3	3,5	2,1	4,8
Lehtipuun tilavuus	2,2	2,7	0,7	4,8	2,8	3,4	5,4
Käsittämätön pinta-ala	-	1,5	0,6	1,5	0,6	1,9	1,9

4.3.2 Skenaarioiden toimien yhdistäminen

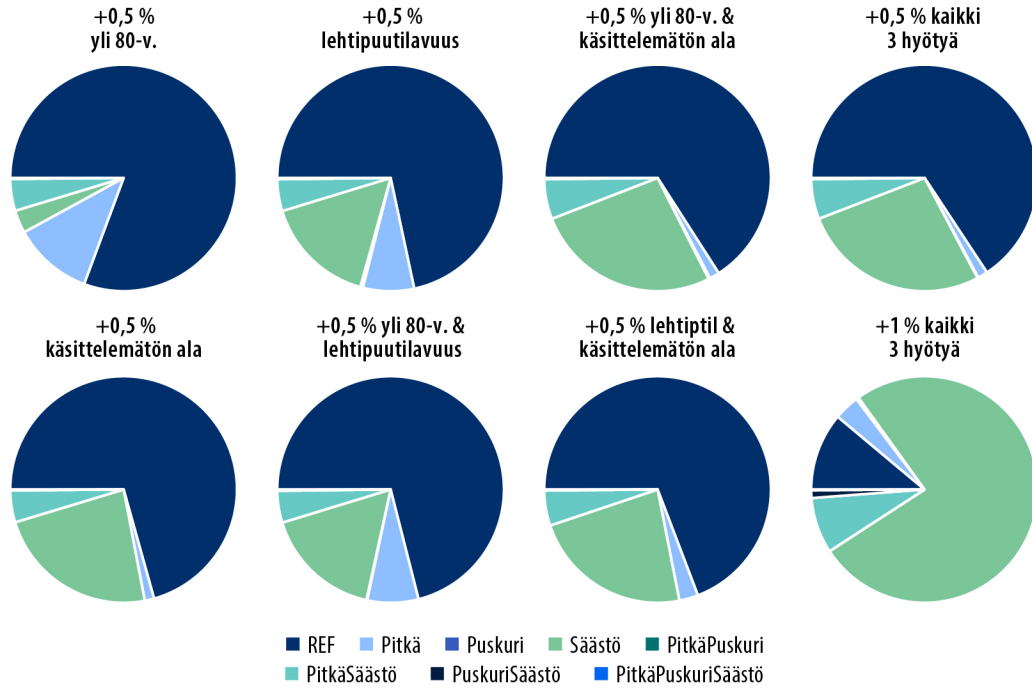
Luonnonhoidon skenaarioita yhdistämällä voidaan täyttää monimuotoisuustavoitteita kustannustehokkaammin, sillä samalla kustannuksella saatetaan täyttää yhtäaikaista useampia monimuotoisuustavoitteita. Toisaalta tavoitetaso kaksinkertaistaminen kasvattaa kustannusta jopa yli kaksinkertaiseksi eli rajakustannukset ovat noussevat. Tämä viittaisi siihen, että suuremman monimuotoisuusindikaattori arvon saavuttaminen on hankalampaa. Kustannukset ovat myös korkeammat, kun ne asetetaan vanhemmalle eli yli 100-vuotiaalle metsäpinta-alalle, kuin nuoremmalle 80-vuoden ikäluokalle (Taulukko 19).

Taulukko 19. Tavoitteeksi asetetun monimuotoisuushyödyn tuottamiseen liittyvä kustannus koko Manner-Suomen tasolla, kun tavoitteen on täytyttävä erikseen jokaisessa maakunnassa.

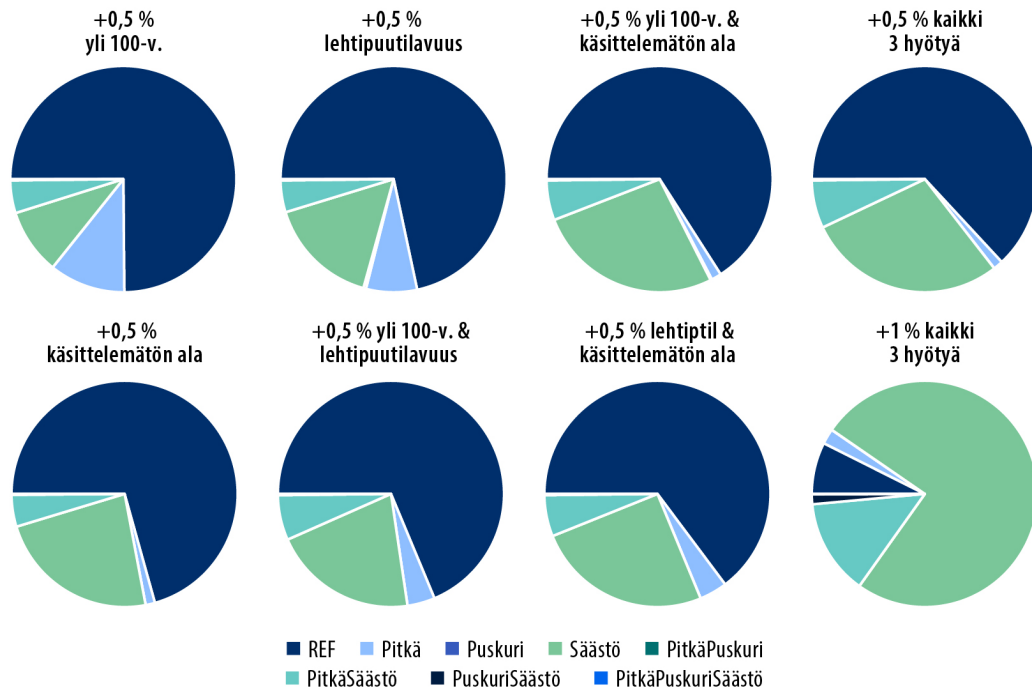
	Vanhan metsän pinta-ala	Lehtipuun tilavuus	Käsittelemätön pinta-ala	Yli 80-v. Kustannus, milj. €	Yli 100-v. Kustannus, milj. €
1	0,5 %	x	x	169	230
2	x	0,5 %	x	234	234
3	x	x	0,5 %	207	207
4	0,5 %	0,5 %	x	235	272
5	x	0,5 %	0,5 %	253	253
6	0,5 %	x	0,5 %	221	267
7	0,5 %	0,5 %	0,5 %	253	281
8	1 %	1 %	1 %	587	691

Jos luonnonhoitoa optimoidaan vain yhden monimuotoisuusindikaattorin suhteen, luonnonhoitojen kombinaatioksi valikoituvat ne keinot, mitkä tuottavat kyseitä hyödykettä halvimmin. Eli ääritapauksessa ei tarvitse toteuttaa kuin yhtä luonnonhoidon skenaariota ja pienellä osalla pinta-alasta, lopulla alaa vertailuskenaarion toteuttaminen riittää (Kuviot 11–12). Esimerkiksi, jos painoa laitetaan vain vanhemman puuston lisääntymiselle, luonnonhoitotoimista kiertoaika pidentäminen korostuu.

Kuvio 11. Luonnonhoidon toimien pinta-alajakauma eri monimuotoisuushyötötavoitteilla, kun ikätavoite on asetettu 80 vuoteen.



Kuvio 12. Luonnonhoidon toimien pinta-alajakauma eri monimuotoisuushyötötavoitteilla, kun ikätavoite on asetettu 100 vuoteen.



Esimerkiksi valituissa yli 80-v. ja 100-v. metsien tarkasteluissa nähdään (Kuviot 11–12) että, kun vaatimustasona on 0,5 % muutos monimuotoisuusindikaattorissa, valtaosalla pinta-alaa voidaan jatkaa vertailumetsienkäsittelyä (REF). Kun tavoitetaso korotetaan 1 %:iin, joudutaan varsinkin säästöpuustoa jättävien metsänhoitoskenaarioiden (Säästö, PitkäSäästö) osuutta kasvattamaan. Myös kiertoajan pidentäminen yhdistettynä toisiin luonnonhoidon toimenpiteisiin tulee yleisemmäksi.

Maakuntien välillä on eroja luonnonhoitotoimenpiteiden jakautumisessa (Taulukko 20). Siinä missä Pirkanmaalla ja Kanta-Hämeessä ei ole vertailuskenaariota lainkaan Lapissa peräti 96 % pinta-alasta voisi hoitaa vertailuskenaariolla. Karkeasti jaoteltuna Lounais-Suomessa yhdistetään REF:ta ja säästöpuuston jättöä. Hämeessä ja Pirkanmaalla kiertoajan pidentäminen ja sen yhdistäminen säästöpuuston tai vesistön suojauskurin jättämiseen ovat merkittävässä roolissa. Myös Kaakkois- ja Itä-Suomessa kiertoajan pidentäminen on tärkeää, mutta lisäksi myös pelkkä REF riittää tavoitteisiin pääsemiseen. Keski-Suomesta pohjoiseen päin siirryttäessä palataan melko samaan tilanteeseen kuin Lounais-Suomessa, REF:n ja säästöpuuiden jättäminen ovat päätömenpiteet.

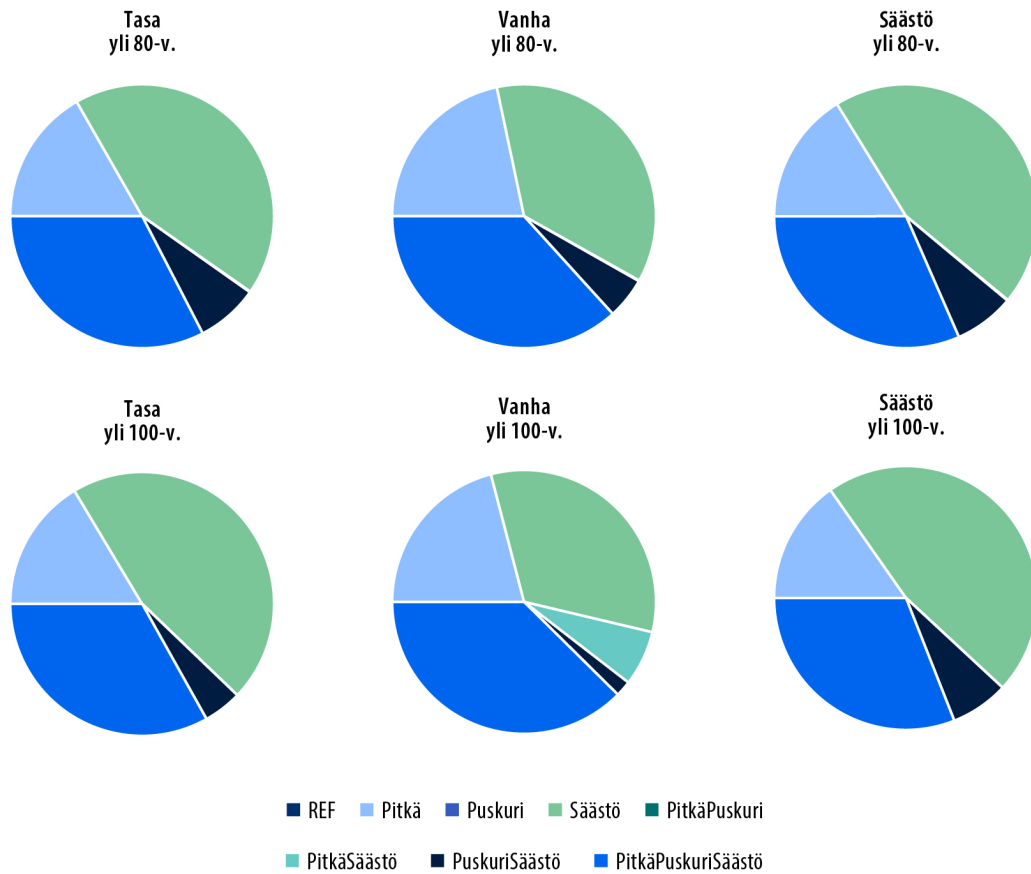
Taulukko 20. Luonnonhoitoskenaarioiden jakautuminen maakunnissa, kun optimoidaan yli 100-v. metsien osuutta, %. Pinta-alajakaumat maakunnittain simuloinnin alussa prosentteina metsätalousmaasta, jollei toisin mainita.

Maakunta	REF	Pitkä	Puskuri	Säästö	PitkäPuskuri	PitkäSäästö	PuskuriSäästö	PitkäPuskuriSäästö
Uusimaa	68	-	-	32	-	-	-	-
Varsinais-Suomi	70	-	-	30	-	-	-	-
Satakunta	77	23	-	-	-	-	-	-
Kanta-Häme	-	93	-	-	-	7	-	-
Pirkanmaa	-	-	-	-	1	99	-	-
Päijät-Häme	65	-	-	35	-	-	-	-
Kymenlaakso	61	-	-	39	-	-	-	-
Etelä-Karjala	56	-	-	44	-	-	-	-
Etelä-Savo	57	-	-	43	-	-	-	-
Pohjois-Savo	73	27	-	-	-	-	-	-
Pohjois-Karjala	83	17	-	-	-	-	-	-
Keski-Suomi	79	21	-	-	-	-	-	-
Etelä-Pohjanmaa	80	6	-	15	-	-	-	-
Pohjanmaa	78	22	-	-	-	-	-	-

Maakunta	REF	Pitkä	Puskuri	Säästö	PitkäPuskuri	PitkäSäästö	PuskuriSäästö	PitkäPuskuriSäästö
Keski-Pohjanmaa	83	6	-	11	-	-	-	-
Pohjois-Pohjanmaa	88	12	-	-	-	-	-	-
Kainuu	65	9	-	26	-	-	-	-
Lappi	96	4	-	-	-	-	-	-

Yhden, kustannustehokkaimman, luonnonhoitotoimiyhdistelmän valitseminen maakunnille on mahdotonta. Kuitenkin monimuotoisuushyötyjen, niistä laskettujen indeksien, keskinäisiä painotuksia vaihtelemalla (Kaava 3) saadaan käsitys, mitkä voisivat olla luonnonhoidon toimista tärkeimmät. Monimuotoisuustavoitteiden keskinäisen painottamisen vaihtelu vaikutti hieman skenaarioiden pinta-alaosuksiin (Kuvio 13).

Kuvio 13. Luonnonhoidon skenaarioiden pinta-alajakautuma, kun monimuotoisuustavoitteiden väliset painot ovat: tasan (Tasa), vanhaa puustoa (Vanha) tai käsittelemättönnä pinta-alaa painottava (Säästö).



Muutokset olivat loogisia ja samansuuntaisia molemmissa ikäluokissa (yli 80-v. ja 100-v.). Kun painoa lisättiin vanhan metsän osuuden kasvattamiseen kiertoaikaa pidentävät skenaariovaihtoehdot saivat isomman osuuden pinta-alasta. Painotuksen vaihtaminen ei muuttanut optimitulosta kaikissa maakunnissa ja suurimmat erot syntyvät 'Vanha'-painotuksen ja muiden painotuksien välillä ja erityisesti yli 100-v. ikäluokassa tarkasteltuna. Tämä kuvastaa lähinnä eri toimien välisien kustannusten suhteita.

TIIVISTELMÄ SKENAARIOANALYYSIN TULOKSISTA

EFDM-mallin tulosten mukaan puuston tilavuus kasvaa ja ikärakenne vanhenee myös vertailuskenaariossa. Muutokset lehtipuun määrässä ovat koko Suomen tasolla pieniä. Kuitenkin luonnonhoidon skenaarioissa monimuotoisuusindikaattorien arvot olivat vertailuskenaariota suuremmat.

Luonnonhoitotoimet alentavat skenaarioiden nettonykyarvoa verrattuna vertailuskenaarioon. Suurin vaikutus on vesistöjen suojavyöhykkeiden päätehakkuiden lopettamisella.

Maakuntien välillä on eroa luonnonhoidon hehtaarikustannuksissa.

Luonnonhoidon tavoitetaso vaikuttaa kustannuksiin, eivätkä kustannukset lisäänty linearisesti. Jos tavoitetaso kaksinkertaistetaan, kustannukset kasvavat tätä enemmän.

Kustannustehokkaimmat luonnonhoitotoimet eivät ole samoja kaikissa maakunnissa.

4.4 Yhteenveto ja johtopäätökset

Kaikki tutkitut luonnonhoidon toimet vaikuttivat positiivisesti metsien monimuotoisuus-hyötyihin, mutta alensivat samanaikaisesti nettoarvoa verrattuna vertailuskenaarioon. Tarkastelut eivät sisältäneet vesien monimuotoisuus- tai muita hyötyjä. Luonnonhoidon toimien kustannuksissa oli selkeä ero. Niissä toimissa, missä metsä jätettiin kokonaan päätehakkuiden ulkopuolelle, kustannukset olivat huomattavasti suuremmat kuin pelkkää metsien kiertoaikaa pidentävässä toimessa. Tosin johtuen metsien alkutilanteen ikäjakaumasta ja vesistöjen määrästä sekä puuston ja maapohjan arvoista, alueellisesti kustannuksissa oli merkittäviä eroja.

Simuloiduilla luonnonhoidon toimilla on toisistaan selvästi eroavat monimuotoisuusvaikutukset. Kun tavoitteet kiinnitettiin tiettyyn tavoitetasoon, niiden keskinäistä kustannustehokkuutta voitiin testata. Tavoitetasoa nostamalla saatiin käsitystä, miten kustannus suhtautui monimuotoisuushyötyyn ja ylipäätään, oliko asetettu tavoite mahdollista saavuttaa. Lisäksi nähtiin, missä suhteissa luonnonhoitotoimia tulisi toteuttaa tavoitteeseen pääsemiseksi.

Esimerkiksi valittiin kahden eri ikäluokan, yli 80-v. ja 100-v., metsien pinta-alan kasvattaminen. Monimuotoisuusindikaattorille asetettiin tavoitetasoksi 0,5 % lisääntyminen suhteessa vertailuskenaariion lopputilaan. Tämä tarkoittaisi esimerkiksi käsittelemättömän, käytännössä suojellun, metsäpinta-alan kasvua noin 100 000 hehtaarilla,

mikä vastaa METSO-ohjelmassa vuosina 2008–2020 20 vuoden määräajaksi rauhoitettavaksi suunniteltujen suojelualueiden pinta-alaa (Kärkkäinen ym. 2022). Toisaalta tämä pinta-ala on vain murto-osa verrattuna EU:n biodiversiteettistrategiaan liittyen tehdyistä lisäsuojelun vaikutusanalyysistä (Kärkkäinen & Koljonen 2021; Kärkkäinen ym. 2021; Kotiaho ym. 2021).

Kuitenkin koko tämä puuntuotannosta syrjään siirretty pinta-ala olisi peräisin päätehakkuun yhteydessä hakkaamatta jätetyistä metsistä. Kirjallisuuskatsauksen mukaan nämä tuottaisivat lahopuuta yli 20 m³/ha (Keto-Tokoi ym. 2021). Puhutaan siis monimuotoisuuden kannalta merkittävästä panostuksesta. Osa näistä pinta-aloista tulisi vesistöjen varteen jätettävistä suojavyöhykkeistä, joiden tarjoamat monimuotoisuushyödyt eivät rajoittuisi pelkästään tässä skenaarioanalyysissä tarkasteltuihin metsien monimuotoisuushyötyihin vaan myös vesistön puolelle esimerkiksi varjostuksen sekä eroosion ja ravinteiden huuhtoutumisen hillinnän kautta.

Toisaalta, jos tavoitetasoa nostetaan kaksikertaiseksi, kustannukset enemmän kuin tuplaantuvat. Eli silloin panostuksia talousmetsien luonnonhoitoon on nostettava. Myös alueellisesti tarkasteltuna tarvittavat luonnonhoidon toimet ja sitä myöden kustannukset vaihtelivat. Toisin sanottuna metsien ikäjakaumat ja luonnonhoitotoimien vaikutukset maakuntatasolla eroavat ja toimia suunnitellessa alueellisuus voisi olla hyvä ottaa huomioon.

Skenaariomallinnuksella ei ollut tavoitteena yksittäisen luonnonhoitotoimen todellisen kustannuksen arviointi, siihen skenaarioanalyysi ja käytetty EFDM-malli eivät sovellu, vaan eri toimien keskinäisten kustannusten vertaaminen. Kustannuksiin ei ole liitetty kansantaloudellisia kerrannaisvaikutuksia, mutta suojeluun liittyviä kustannuksia on pyritty arvioimaan liittämällä mukaan hakkuutulon menetykset ja paljaan maan arvo kuvaamaan tulevaisuuden tuottojen menetystä. Skenaariotarkasteluissa kaikki indikaattorit oli muunnettu prosenteiksi suhteessa vertailuskenaarioon. Nämä eri muuttajat eivät ole yhteismitallisia keskenään kustannus- tai monimuotoisuusvaikutuksiltaan ja niiden yhteismitallistaminen on haastava. Luonnonhoidosta koituvia hyötyjä ei otettu huomioon laskelmissa.

EFDM-malli soveltuu laajojen alueiden simulointiin. Yksityiskohtaiset tarkastelut, koeala- tai kuviotasolla, eivät ole mallilla mahdollisia. Siksi malli ei sovellu paikkatietoanalyysissä toteutettuun maisematason tarkasteluun, joka tapahtui 1 km² -ruuduissa. Mallinnuksessa oletettiin, että metsien kasvu säilyy nykyisellään ja metsienkäsitteyt ja toimintatavat säilyvät samanlaisina koko simulointiajanjakson yli. Kaikissa näissä teki-
jössä on parhaillaan muutoksia. Mm. mallin metsien kasvu pohjaa ennen vuotta 2019 tehtyihin mittauksiin, eikä näin ollen sisällä aivan viimeisiä vuosia, jolloin kasvussa on

havaittu taittumaa. Lisäksi metsätalouden toimintaympäristössä, mm. EU-lainsäädännössä, on valmisteilla uusia, myös todennäköisesti Suomen metsätalouteen vaikuttavia, aloitteita.

EFDM-mallin soveltamisessa tehtiin useita oletuksia. Esimerkiksi pienialaisten käsittelemättömien kohteiden dynamiikka oli yhdistelmä talousmetsän ja suojellun metsän dynamiikasta. Puulajisuhteiden osalta ja esimerkiksi puiden kuolleisuuden osalta voisi olettaa, että nämä kohteet poikkeavat nyt simuloidusta dynamiikasta. Lisäksi vertailuskenaarion määritelmät eivät välttämättä vastanneet nykykäytänteitä, sillä vertailuskenaarioon ei sisältänyt lainkaan säästöpuuston ja vesistöjen suojavyöhykkeiden jättämistä. Mallinnuksen lähtöaineistona oli segmentoitu monilähdekartta-aineisto, jota kalibroitiin vastaamaan saman ajankohdan maakunnille tilastoituja kokonaisarvoja. Tästä huolimatta näyttää, että vesistöjen suojavyöhykkeiden metsät olisivat olleet puustoisempia kuin päätehakattavat metsät muualla maakunnan alueella.

Vesistöjen suojavyöhykkeet oli määritelty kosteusindeksin avulla, ja ne olivat selvästi leveämmät kuin yleensä. Meillä ei ollut käytössä vaihtoehtoisia vesistövyöhykkeitä. Erilaisten vyöhykeleveyksien ja -määritelmien vertailu olisi ehdottomasti ollut mielenkiintoista toteuttaa. Toinen vastaava muuttuja, jonka vaikutuksia olisi voinut tutkia tarkemmin, oli kiertoajan pidentäminen. Toteutettu pidennys oli noin 10 vuotta. Tätä olisi kiinnostavaa testata suuremmilla pidennyksillä.

5 Mittarit ja indikaattorit

Osatehtävän tavoitteena oli: 1) tehdä perusteltuja ehdotuksia luonnonhoidon toimenpiteitä kuvaaville kriteereille ja niiden seurantaan sopiville indikaattoreille, ja 2) kehittää tilastointia suuraluetasolla esimerkiksi kansallisen metsästrategian seurantaan. Osatehtävässä hyödynnettiin osatehtävien 1 ja 2 kirjallisuuskatsausta, perehdyttiin ajankohtaisten EU-strategioiden ja asetusehdotusten aineistoihin sekä järjestettiin MMM:n ja YM:n asiantuntijoille työpaja, jossa esitettiin katsaus käytössä olevista tai suunnitella olevista luonnonhoidon indikaattoreista ja kerättiin näkemyksiä seurantatarpeista.

5.1 Indikaattorit luonnonhoidon seurantaan

Projektin osatehtävässä 1 koottiin metsän- ja luonnonhoidon suositusten, Suomen metsäkeskuksen ja Metsähallituksen ohjeistukset luonnonhoitotoimiksi ja verrattiin niitä tutkimustietoon metsien monimuotoisuudelle merkittävistä ominaisuuksista. Tässä osatehtävässä tarkasteltiin, miten hyvin Suomen metsäkeskuksen tekemä luontolaadun arviointi kattaa luonnonhoidon suositusten eri toimenpiteet (Taulukko 3).

Nykyinen luontolaadun seuranta ei sisällä seuraavia toimenpiteitä, jotka on mainittu eri organisaatioiden luonnonhoidon suosituksissa:

1. Erityisten lajiesiintymien turvaaminen. Tämä voidaan jo nykyisellään sisällyttää sanalliseen arvioon, mutta tuloksia ei raportoida erikseen. Lajiesiintymien turvaamisen arvio vaikuttaa kuitenkin luonnonhoidon laadun kokonaisarvioon. Metsäkeskuksen tarkastustoiminnassa laajemmin uhanalaisten lajien esiintymät saadaan Lajitietokeskuksesta ja niitä voidaan verrata satelliittikuvilta näkyviin hakkuisiin. Uhanalaisten lajien tunnettujen esiintymien turvaamiseksi on kehitetty toimintamalli Tapion lajiturvahankkeessa (Lajiturva-hanke 2021).
2. Sekapuustoisuuden suosiminen. Talousmetsien luonnonhoidon laadun seuranta painottuu nykyisin uudistushakkuukohteisiin, joissa sekapuustoisuuden seuraaminen ei ole yhtä merkityksellistä kuin nuorissa metsissä. Sekapuustoisuutta voidaan kuitenkin seurata korjuujäljen tarkastusten tuloksista ja mahdollisesti myös Kemera-tuetuilta nuoren metsänhoidon kohteilta, jotka ovat sattuneet tarkastusten piiriin.
3. Säilytetään puulajimäärä. Ks. edellinen kohta.

4. Suojatiheiköt (riistatiheiköt). Luonnontilaisten avosoiden sekä ennallistamaan jätettävien puuntuotannollisesti vähätuottoisten turvemaiden reunaan jätettävät riistatiheiköt voidaan luonnonhoidon laadun seurannassa arvostella sanallisena arviona, joka voi vaikuttaa kokonaisarviointiin.
5. Ojien kunnostus.
6. Pohjavesialueiden metsänkäsittely. Sisältyy vesien suojelun alakohtien arvioon.
7. Pellon reunavyöhykkeen puuston monikerroksisuus ja monilajisuus.
8. Metsälakikohteiden suojavyöhykkeet. Arviointikohteenä on metsälakikohteiden ja sen välitön lähiympäristöä, ei metsälakikohteen rajauksen ulkopuolelle jäävä suojavyöhyke. Muilla kuin pienvesikohteilla ei ole lakikohteeseen kuuluvaa välitöntä lähiympäristöä.
9. Suojelualueiden reunavyöhykkeet.
10. Haitallisten vieraslajien torjunta
11. Metsäpurojen kunnostus. Kunnostettavat purokohteet tulisi valita niiden monimuotoisuusvaikutusten perusteella. Ekologinen vaikuttavuuden seuranta tulisi olla osa kunnostustoimenpidettä.

5.2 Luonnonhoidon tilastointi suuraluetasolla

5.2.1 EU-politiikoista johdetut indikaattorit

Tässä osassa keskityttiin EU:n biodiversiteetti- ja metsästrategiassa sekä EU:n ennallistamislain luonnoksessa esiintyviin indikaattoreihin luonnonhoidon laadusta. EU:n biodiversiteetti- ja metsästrategiassa tunnistettiin Taulukon 21 mukaiset selkeät tavoitteet, arvioitiin niille mittarit ja mahdolliset tietolähteet.

Taulukko 21. EU:n biodiversiteetti- ja metsästrategian tavoitteista johdetut mittariehdotukset.

Tavoitteet	Mittarit	Arvio tietolähteestä
Edistetään sellaisia metsänhoito- ja tuotantotapoja ja prosesseja jotka sopeutuvat paremmin erilaisiin tulevaisuuden metsiin; otetaan paremmin huomioon biodiversiteettiä suosivat kehitteillä olevat käytännöt kuten luonnonläheisempi metsänhoito; kaikkia metsiä tulisi käsitellä niin että ne ovat riittävän monimuotoisia, ottaen huomioon erot luonnonoloissa, kasvimaantieteellisissä alueissa ja metsissä	luonnonläheisemmän metsänhoidon hakkuumenetelmien osuus kaikista hakkuista	SMK metsänkäyttöilmoitukset, jatkuvan kasvatuksen hakkuiden osuus
Suojellaan ainakin 30 % EU:n tehokkaassa käytössä olevasta maa-alasta, mistä 10 %-yksikköä pitäisi olla tiukkaa lakisääteistä suojelua. Suojelu kattaa myös metsäekosysteemejä.	Eriasteisesti suojellun metsän ala	Luke metsätilasto
Erityisesti kaikki vanhat ja luonnontilaiset metsät suojellaan tiukasti; estetään metsäbiomassan hankinta ikimetsistä ja rajoitetaan sitä erittäin monimuotoisista metsistä, jotta varmistetaan luonnonprosessien häiriintymättömyys	tiukasti suojeltujen metsien osuus tunnetuista vanhoista ja luonnontilaisista metsistä	SYKEN kartoitus, Luke metsätilasto
Viedään loppuun vanhojen ja luonnontilaisten metsien kartoitus ja seuranta, varmistetaan ettei niiden tila heikkene ennen suoje- lua	vanhojen ja luonnontilaisten metsien kartoituksen kattavuus	erillisselvitys
Maaperäekosysteemit ja maaperän ekosysteemipalvelut suojellaan terveiden ja tuottavien metsien pohjaksi	suojavyöhykkeiden käyttö pienvesien läheisyydessä tehdyissä uudistushakkuissa	SMK luontolaadun seuranta

Tavoitteet	Mittarit	Arvio tietolähteestä
	eri maanmuokkaustapojen pinta-alat	
		Luke, VMI
Seurataan puiden terveydentilaa EU:ssa, sisältäen vieraslajiseurannan, taudit ja tuholaiset kuten kaarnakuoriaiset, ja edistetään ennaltaehkäiseviä tuhojen havaitsemistoimia	Vieraslajien levinneisyys metsissä	Luke, VMI
	Metsätuhojen pinta-ala	Luke metsätuhojen seuranta
Kasvatetaan EU:n metsäpinta-alaa	metsä- ja kitumaan pinta-ala	Luke VMI/kasvihuonekaasuinventaariorio
Metsäsuunnitelmien tulee kattaa kaikki julkiset metsät ja kasvava osuus yksityismetsistä	Metsähallituksen luonnonvarasuunnitelmien ajantasaisuus	Metsähallitus
	Ajantasaisen metsään.fi tiedon kattavuus yksityismetsissä	SMK
Istutetaan ainakin 3 miljardia uutta puuta ekologisten periaatteiden mukaisesti		ei metsätaloutta

EU komission ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukseksi luonnon ennallistamisesta sisältää ehdotuksen indikaattoreista, joilla seurattaisiin metsäekosysteemien monimuotoisuuden tilaa.

Seuraavassa on lueteltu indikaattorit, mukaan lukien niiden asetusluonnoksessa ollut menetelmäkuvaus ja lopuksi tämän projektiryhmän arvio niiden toteutettavuudesta Suomessa:

1. Pystyyn kuolleet puut
 - a. Menetelmäkuvaus asetusluonnoksessa: Forest European tapaan ja [valtakunnan] metsien inventointeihin pohjautuen, ottaen huomioon IPCC 2006 ohjeet
 - b. Soveltuminen Suomeen: Suomen VMI tuottaa tarvittavat tiedot. IPCC 2006 ohjeet suosittelivat toisaalta osittamaan maan ekologisiin vyöhykkeisiin, metsätyyppeihin, metsänkäyttömuotoihin ja toisaalta huomiomaan hakkuutähteet ja kuolleenpuun hakkuut. Nämä tarkennukset eivät liene ongelma. On huomattava, että vuosittaisen tarkan muutostiedon tuottaminen vaatisi suuren otannan eikä ole tarkoituksenmukaista, koska kuolleen puun määrä ei yleensä vaihtelee vuosittain voimakkaasti. Esimerkiksi 5 vuoden välein toistuva raportointi on tarkoituksenmukaista
2. Maahan kaatuneet kuolleet puut
 - a. Menetelmäkuvaus asetusluonnoksessa: Forest European tapaan ja [valtakunnan] metsien inventointeihin pohjautuen, ottaen huomioon IPCC 2006 ohjeet
 - b. Soveltuminen Suomeen: kuten pystyyn kuolleet puut
3. Eri-ikäisrakenteisten metsien osuus
 - a. Menetelmäkuvaus asetusluonnoksessa: Puuston ikärakenteeltaan vaihtelevien metsien osuus puuntuotannon metsien alasta. Forest European ja valtakunnan metsien inventointien mukaisesti
 - b. Soveltuvuus Suomessa: tieto kerätään VMI:ssä. Lisäksi SMK kerää tietoa jatkuvan kasvatuksen hakkuista, mutta se ei ehdotetulla kuvauksella käy tietolähteeksi suoraan.
4. Metsien kytkeytyneisyys
 - a. Menetelmäkuvaus: Komission tutkimuslaitoksen JRC:n tuottama analyysi satelliittikuviin perustuvista Corinne-kartoista. Kartoista lasketaan metsäisten ruutujen (esim. 1km x 1km) osuus suuremman alueen (esim. 23km x 23km) sisällä ja tälle erilaisia ja kaumia.
 - b. Soveltuvuus Suomessa: menetelmä ei ilmeisesti ota huomioon sitä, että luontaisesti puuttomat alueet (joutomaat, vedet) pilkkovat metsää. Forest Europe käyttää samaa indikaattoria siten että siinä tarkastellaan 23km x 23km alueita ja niiden sisällä 1km x 1km ruutuja. Forest European käyttämässä indikaattorissa Suomi luokituu Euroopassa alueeksi jossa metsät ovat erittäin kytkeytyneitä. Koska lopputulos riippuu käytettyjen ruutujen koosta, Suomen metsien kytkeytyneisyys voi näyttää erilaiselta

jollain toisella ruutukoolla tarkasteltuna. Kun tarkastellaan kytkeytyneisyyden muutosta ajassa, luontaisesti puuttomat alueet eivät ole päätelmien kannalta ongelma, sillä niiden ala ei juuri muutu.

5. Yleisten metsälintujen indeksi
 - a. Menetelmäkuvaus: kuvaa yleisten metsälintujen runsauden kehitystä eri puolilla Eurooppaa ajan mittaan. Kyseessä on yhdistetty indeksi, joka on luotu Euroopan metsäluontotyypeille ominaisten lintulajien havainnointitietojen perusteella. Indeksiperustuu kunkin jäsenvaltion lajiluetteloon.
 - b. Soveltuvuus Suomessa: tietopohja Suomessa on hyvä, lajiluettelo on syytä tarkistaa. Suomen Lajitietokeskus vastaa maalintujen vakiomenetelmillä toteutettavista linja- ja pistelaskennoista.
6. Orgaanisen hiilen määrä
 - a. Menetelmäkuvaus: Indikaattori kuvaa orgaanisen hiilen määrää karikkeessa ja kivennäismaaperässä 0–30 cm:n syvyydessä metsien ekosysteemeissä. Menetelmässä viitataan Eurostatin LUCAS-seurantaan
 - b. Soveltuvuus Suomessa: LUCAS-seurannan laatu on vaikea arvioida, sillä julkaistua tietoa on erittäin vähän. Tuoreimmasta tehdystä inventoinnista (2018) on julkaistu vain maankäyttöluokkien pinta-aloja. Vuonna 2022 toteutetaan seuraavan kierroksen mittaukset.

5.2.2 Työpajan tulokset

Projekti järjesti MMM:n ja YM:n asiantuntijoille työpajan, jonka päätteeksi kerättiin arvioita tulossa olevista seurantarpeista metsiä koskien. Osallistujilta kootut vastaukset ovat seuraavassa ryhmiteltynä.

- Kuolleen puun määrä
- Sekapuustoisten metsien määrä
- Vanhojen/järeiden puiden määrä
- Luontodirektiivin luontotyyppien tila
- Metsätalouden vesistövaikutukset/ Metsätalouden vesiensuojelurakenteiden tehokkuuden seuranta
- Elinympäristöjen hoidon/kunnostuksen/ennallistamisen määrä
- Luonnontilaisten/vanhojen metsien määrä
- Luonnonsuojelulain määrittämien luontotyyppien pinta-alat ja suojele-
osuudet
- Luonnonhoidon toteutuminen myös muissa käsittelyissä kuin uudistus-
hakuissa
- Vaihtoehtoiset metsänkäsittelytavat

- Luonnonhoidon rahallinen panostus (mm. säästöpuuryhmät, suojakais-
tat, suojelu, luonnonhoitotoimenpiteet)

5.3 Päätelmät

Kootun aineiston perusteella ehdotamme Suomen metsäkeskuksen luontolaadun seurantaan seuraavia muutoksia luonnonhoidon laadun tietopohjan parantamiseksi:

1. Seurannan tulisi kattaa kaikki metsänkäsittelymuodot eikä se saisi painottua liiaksi uudistushakkuisiin. Tietoa esimerkiksi säästöpuiden ja puulajisekoituksen säilymisestä ei saada elleivät taimikonhoidot ja harvennukset ole riittävän edustettuina arviointikohteina.
2. Sekapuustoisuuden ja erityisesti lehtisekapuuston suosiminen toimenpiteessä lisätään arvioitavaksi tunnukseksi.

Suuraluetilastoinnin osalta esitämme seuraavia luonnonhoidon vaikutuksista kertovia indikaattoreita.

1. Eri hakkuutapojen pinta-alat siten, että niistä voidaan johtaa luonnonläheisemmän metsänhoidon kriteerit täyttävät hakkuut. Kriteerit luonnonläheisemmälle hakkuutavalle voidaan määrittää vasta, kun EU:n komission työryhmä on esittänyt suuntaa antavat kriteerit.
2. Suojeltujen vanhojen ja luonnontilaisten metsien pinta-ala. EU:n metsä- ja ympäristöstrategiat edellyttävät jäljellä olevien vanhojen ja luonnontilaisten metsien suojelua. Vanhojen ja luonnontilaisten metsien kansallisia kriteereitä valmistelee asiantuntijaryhmä.
3. Suojavyöhykkeiden käyttö pienvesien lähellä tehdyissä hakkuissa.
4. Eri-ikäisrakenteisten metsien määrä.
5. Metsien kytkeytyneisyys. Indikaattoria käytetään Forest European tiedonkeruussa kansainvälisen organisaation tuottamana. Koska indikaattori on herkkä käytettäville kaukokartoitusaineistoille ja kasvipeitteisyyden luontaiselle vaihtelulle, indikaattori tulisi tuottaa ja sitä tulisi käyttää myös kansallisella tasolla. Metsien kytkeytyneisyyteen voidaan vaikuttaa mm. eri-ikäisrakenteisen metsänkäsittelyä lisäämällä.
6. Kuolleen puun keskimääräinen määrä (koko maassa, alueittain, puun-
tuotannon metsämaalla ja suojellulla metsämaalla erikseen) sekä lisäksi
sellaisten metsien määrä, joissa on vähintään kohtuullisesti lahoppuuta.
7. Sekametsien ja erityisesti lehtisekametsien määrä.
8. Lehtipuun määrä.

6 Luonnonhoidon tehostamisen ja lisäämisen mahdollisuudet

Osatehtävän tavoitteena oli: 1) koota luonnonhoidon toimintatapoja ja edistää niiden käyttöä toimijakentässä, 2) kartoittaa metsänomistajien näkemyksiä luonnonhoidosta, toimivista kannustimista ja tunnistaa metsänomistajaryhmiä, joilla olisi parhaimmat valmiudet lisätä luonnonhoitoa, ja 3) selvittää syitä, jotka ovat estäneet luonnonhoidon laajamittaista toteutumista tähän saakka, ja hakea ratkaisuja luonnonhoidon lisäämiseen tulevaisuudessa.

6.1 Menetelmät ja aineisto

Osatehtävässä hyödynnettiin osatehtävien 1 ja 2 kirjallisuuskatsausta ja alustavia tuloksia sekä perehdyttiin vastaaviin tämän teeman ja aihepiirin aiempiin ja käynnissä olevien hankkeiden materiaaleihin, tuloksiin ja julkaisuihin. Osatehtävässä tehtiin metsänomistajakysely ja järjestettiin kaksi työpajaa eri roolissa toimiville metsätalouden toimijoille (esim. metsänomistajat, puukauppa, työmaiden suunnittelu, töiden toteutus). Työpajoissa hyödynnettiin metsänomistajakyselyn alustavia tuloksia.

Luonnonhoidon kannustimien institutionaalisten reunaehtojen arviointi pohjautuu tutkimuskirjallisuuteen (mm. Hänninen ym. 2017, Viitala ym. 2018, 2022, Heiskanen ym. 2020, Lehtonen ym. 2022) ja Euroopan U-komission valtioneuvoston päätöksiä koskeviin ehdotuksiin, joiden on määrä tulla voimaan vuoden 2023 alussa (EK 2022a).

6.2 Metsänomistajille tehty kyselytutkimus

6.2.1 Kyselyn tavoitteet, toteutus ja aineisto

Metsänomistajille suunnatun kyselyn tavoitteena oli selvittää metsänomistajien suhtautumista edeltävissä osatehtävissä valikoituihin luonnonhoitotoimiin. Toimet valittiin niiden ekologisen vaikuttavuuden ja kustannustehokkuuden perusteella. Kyselytutkimuksella pyrittiin tunnistamaan metsänomistajaryhmiä, joilla on eniten kiinnostusta luonnonhoitoon, sekä toisaalta tarkastelemaan, millaiset kannustimet kannustaisivat erilaisia metsänomistajia lisäämään luonnonhoitoa omissa metsissään.

Kyselytutkimus toteutettiin Webropol-verkkokyselynä toukokuun lopussa 2022. Kyselyn otos poimittiin Suomen Metsäkeskuksen asiakasrekisteristä. Otoksen koko oli 10 000 metsänomistajaa, mukana olivat sekä suomen- että ruotsinkieliset metsänomistajat. Otos poimittiin tilakoon mukaan painotettuna systemaattisena poimintana metsänomistajista, jotka omistavat vähintään viisi hehtaaria metsätalouden maata, ovat yli 18-vuotiaita, ja heille on rekisterissä sähköpostiosoite. Poimintaan otettiin mukaan yksinomistavat, vähintään 50 prosentin omistusosuudella jollain tilalla omistavat, sekä verotusyhtymät ja kuolinpesien asianhoitajat.

Otokseen valikoituneista metsänomistajista poimittiin Metsäkeskuksen asiakasrekisteristä taustatietoja. Poimitut tiedot olivat henkilön syntymävuosi, sukupuoli (saattaa poiketa henkilön kyselyssä ilmoittamasta), asuinpaikan postinumero sekä asuinkunta. Henkilöiden metsäomaisuudesta poimittiin seuraavat tilastotiedot: metsämaan pinta-ala yhteensä, metsänomistuksen painopistekunta, tehdyt metsänkäyttöilmoitukset vuosilta 2017–2021, myönnetyt Kemera-tuet 2017–2021, tilalla olevat metsälakikohteet, tilalla olevat METSO- ym. suojelukohteet, tilalla olevat ympäristötukikohteet, metsien ikärakenne (kehitysluokat), aikaisin ja myöhäisin nyt omistuksessa olevien kiinteistöjen omistuksen alkamispäivämäärä.

Kyselyyn vastasi 599 metsänomistajaa, ja kyselyn vastausprosentiksi muodostui näin kuusi. Vastausprosentti jäi toivottua alhaisemmaksi, mutta saatu aineisto on laadultaan hyvä, ja mahdollisti tarvittavien analyysien teon. Syinä alhaiseen vastausprosenttiin on todennäköisesti kyselyn toteutuksen ajankohdan venyminen myöhään keväälle, sekä mahdollisuus muistuttaa kyselyyn vastaamisesta vain kerran. Myös kyselyn pituus ja mahdollisesti vieraaksi koettu aihe saattoivat vähentää vastaajia.

Taulukossa 22 on kuvattu kyselyn vastaajien taustatietoja ja verrattu niitä otokseen sekä Suomalainen metsänomistaja 2020 –tutkimuksen (Karppinen ym. 2020) vastaajien taustatietoihin. Kyselyn otos eroaa jonkin verran suomalaisista metsänomistajista keskimäärin otoksen poimintatavan takia. Sähköpostikyselyn edellyttämä sähköpostiosoite karsii otoksesta vanhimpia metsänomistajia, ja vastaavasti nuorempia metsänomistajia on otoksessa selvästi enemmän. Kyselyn vastaajissa puolestaan painottuivat vanhemmat ikäluokat, minkä ansiosta aineiston ikäjakauma on lähellä suomalaisien metsänomistajien ikäjakaumaa.

Otoksessa ja erityisesti kyselyn vastaajissa oli selvästi vähemmän naisia (20 %) kuin heidän osuudekseen lasketaan kaikista suomalaisista metsänomistajista (41 %). Vastaajissa oli enemmän isompien metsätilojen omistajia kuin keskimäärin suomalaisissa metsänomistajissa. Useammat vastaajat ilmoittivat olevansa yrittäjiä kuin SMO2020-tutkimuksessa. Eläkeläisten osuus vastaajista oli vastaavasti pienempi. Tämän kyselyn vastaajat olivat yleisesti matalammin koulutettuja kuin suomalaiset metsänomista-

jat keskimäärin, ja he asuivat hiukan useammin kaupunkialueilla. Metsäkeskuksen rekisteritiedoissa, joihin otoksen tiedot perustuvat, ei ole saatavilla tietoa ammatti-asteesta, koulutuksesta tai asuinympäristöstä.

Taulukko 22. Kyselyn vastaajien, otoksen ja Suomalainen metsänomistaja 2020 taustatietojen vertailu.

		Vastaajat, %	Otos, %	SMO2020*, %	N
IKÄ	-44	11	19	12	599
	45-54	18	20	14	
	55-64	29	28	23	
	65-74	32	25	33	
	75-	11	9	17	
SUKUPUOLI	Nainen	20	26	41	599
	Mies	78	74	59	
	Muu ⁽¹⁾	0			
	En halua kertoa ⁽¹⁾	1			
TILAKOKO	5-9,9	10	12	16	597
	10-19,9	18	20	23	
	20-49,9	32	33	33	
	50-99,9	20	20	17	
	100-	19	15	12	
AMMATTI-ASEMA ¹	Palkansaaja	32		33	596
	Maatalousyrittäjä	8		8 ²	
	Metsätalousyrittäjä	6			
	Muu itsenäinen yrittäjä	8		6	
	Eläkeläinen	44		51	
	Muu	2		2	

		Vastaajat, %	Otos, %	SMO2020*, %	N
ASUIN- YMPÄRISTÖ ¹	Haja-asutusalue	47		53	592
	Taajama alle 20 000 asukasta	19		18	
	Kaupunki 20 -100 000 asukasta	18		29 ³	
	Kaupunki yli 100 000 asukasta	16			
KOULUTUS ¹	Peruskoulu tai kansakoulu	34		28	591
	Lukio	31		0	
	Ammattikoulu tai vastaava	24		27	
	Ammattikorkeakoulu/opisto	2		27	
	Korkeakoulu/yliopisto	9		18	

*Karppinen ym. 2020. Suomalainen metsänomistaja 2020

¹Tietoa ei saatavilla otoksesta.

²Karppinen ym. 2020 tutkimuksessa maa- ja metsätalousyrittäjiä ei eritelty.

³Karppinen ym. 2020 tutkimuksessa "kaupunkimainen ympäristö"

6.2.2 Kyselyn tulokset

6.2.2.1 Vastaajien jakautuminen tavoiteryhmiin

Kyselylomakkeessa oli 14 väittämää liittyen metsänomistuksen tavoitteisiin. Tavoiteväittämät valittiin aiemmissa tutkimuksissa käytettyjen mittareiden perusteella (mm. Karppinen ym. 2020). Tavoiteväittämien vastauksia analysoitiin faktorianalysillä, joka erotti joukosta kolme toisistaan erottuvaa tavoiteulottuvuutta: virkistyskäyttö ja harrastaminen, luonnon monimuotoisuus ja hiilinielu sekä taloudellinen turva ja tulot (Liite 5). Vastaajat luokiteltiin ryhmiin näiden tavoitefaktorien perusteella K-keskiarvoryhmittelymenetelmällä (Liite 6). Ryhmiä muodostui neljä. Suurin osa vastaajista, noin 33 prosenttia, oli ryhmittelyn perusteella monitavoitteisia. Seuraavaksi suurin ryhmä oli metsässä tekemistä ja luontoarvoja arvostava ryhmä, johon kuului noin 27 prosenttia vastaajista. Hieman tätä harvempi kuului ryhmään, jossa arvostettiin erityisesti taloudellista turvaa ja metsän virkistyskäyttöä. Epätietoisiksi luokiteltavia metsänomistajia oli 16 prosenttia vastaajista. Heille ei vastaustensa perusteella ollut tärkeitä mitkään metsänomistuksen tavoitteet, joita kyselylomakkeessa oli esitetty.

Metsänomistajan tavoiteryhmän ja taustatekijöiden välisiä yhteyksiä on kuvattu Taulukossa 23. Vastaajien taustapiirteet eri tavoiteryhmissä vaihtelivat jonkin verran. Suurempien metsätilojen omistajat painottuivat taloudellisen turvan ja monitavoitteisten tavoiteryhmissä. Pienten tilojen omistajille useammin tärkeitä olivat metsässä tekeminen ja luonto. Sukupuolen suhteen erot olivat pienempiä, mutta miehet olivat useammin taloudellisen turvan tavoiteryhmässä ja naiset metsässä tekemisen ja luonnon tavoiteryhmässä. Naisvastaajissa oli vähemmän epätietoisien ryhmään kuuluvia kuin miehissä. Nuorimpien vastaajien tavoitteena oli useimmiten metsässä tekeminen ja luonto, ja 45–54-vuotiaissa vastaajissa korostui taloudellisen turvan tavoitteet. Sekä toteutuneissa että aiotuissa metsänhoitotöissä ja hakkuissa monitavoitteiset olivat olleet aktiivisempia, ja epätietoiset odotetusti vähiten aktiivisia. Eri tavoiteryhmiin kuuluvien metsänomistajien taustapiirteet vastasivat melko hyvin aiemmissa metsänomistajatutkimuksissa havaittuja piirteitä (esim. Karppinen ym. 2020, Hänninen ym. 2011).

Taulukko 23. Eri tavoiteryhmiin kuuluvien vastaajien taustapiirteitä. Tilastollisesti merkitsevät erot taustapiirteiden mukaisten ryhmien jakautumisesta tavoiteryhmiin on merkitty taulukkoon asteriskeilla (***) $p < 0,01$; ** $p < 0,05$, * $p < 0,1$).

		Metsässä tekeminen ja luonto	Epätietoiset	Monitavoitteiset	Taloudellinen turva ja virkistys
Metsätilan pinta-ala*** (N=574)	5-9,9	41 %	25 %	18 %	16 %
	10-19,9	42 %	15 %	31 %	12 %
	20-49,9	30 %	20 %	29 %	21 %
	50-99,9	18 %	11 %	40 %	32 %
	100-	12 %	10 %	40 %	38 %
Sukupuoli** (N=574)	Mies	25 %	17 %	32 %	27 %
	Nainen	37 %	11 %	36 %	16 %
Ikä*** (N=574)	-44	36 %	25 %	25 %	14 %
	45-54	21 %	19 %	27 %	33 %
	55-64	29 %	7 %	36 %	28 %
	65-74	31 %	19 %	32 %	18 %
	75-	7 %	11 %	46 %	36 %

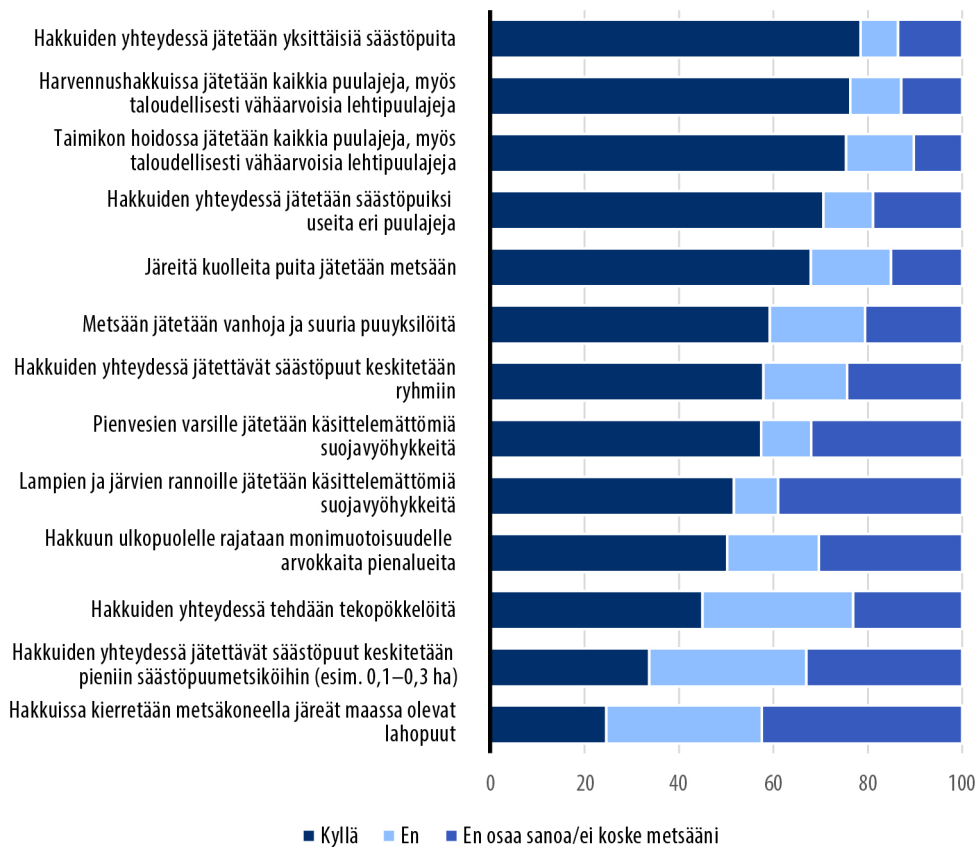
		Metsässä tekeminen ja luonto	Epä- tietoiset	Moni- tavoitteiset	Taloudellinen turva ja virkistys
Aikoo myydä puuta seuraavan 5 vuoden aikana*** (N=576)	Aikoo	19 %	13 %	40 %	29 %
	Ei aio	42 %	22 %	20 %	17 %
Myynyt puuta edellisen 5 vuoden aikana*** (N=575)	Myynyt	24 %	15 %	35 %	27 %
	Ei myynyt	45 %	19 %	22 %	13 %
Korjannut polttopuuta omaan käyttöön edellisen 5 vuoden aikana*** (575)	Korjannut	29 %	11 %	34 %	27 %
	Ei korjannut	18 %	39 %	28 %	15 %
Tehnyt tai teettänyt metsänhoitotöitä edellisen 5 vuoden aikana (N=574)	Tehnyt	26 %	15 %	33 %	26 %
	Ei tehnyt	35 %	19 %	31 %	16 %
Aikoo tehdä tai teettää metsänhoitotöitä seuraavan 5 vuoden aikana*** (N=574)	Aikoo	24 %	14 %	35 %	26 %
	Ei aio	40 %	24 %	20 %	16 %

Vastaajilta kysyttiin useiden luonnonhoidon toimien osalta, olivatko he tehneet tai teettäneet niitä edellisen viiden vuoden aikana, ja aikoivatko he tehdä tai teettää näitä samoja toimia seuraavien viiden vuoden aikana (Kuvio 14). Vastausten perusteella säästöpuiden jättäminen ja puuston lehtipuuosuuden lisääminen olivat olleet kaikkein yleisimpiä toimia, ja niitä aiottiin myös tehdä tulevaisuudessa useimmin. Vesistöjen suojavyöhykkeisiin liittyviä toimia aiotaan tehdä tulevaisuudessa hieman useammin

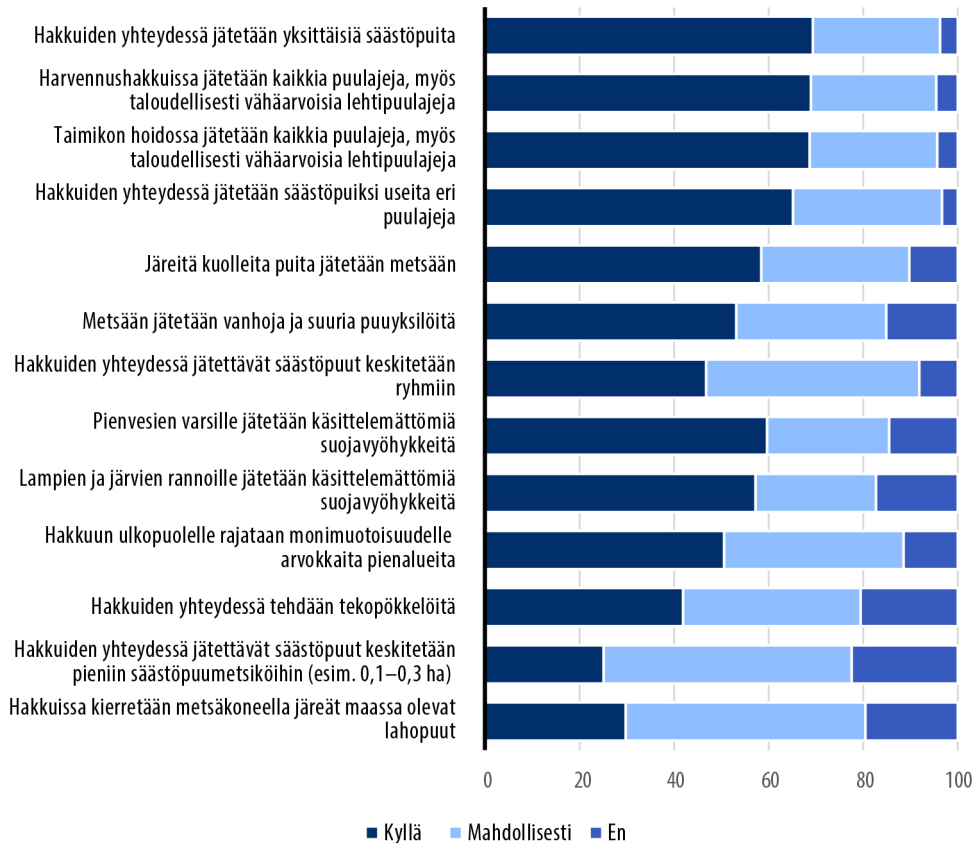
kuin mitä edellisen viiden vuoden aikana on tehty. Muiden toimien osalta tulevaisuuden aikomusten osuus on joko yhtä suuri kuin aiemmin tehtyjen toimien tai hieman sitä matalampi.

Kuvio 14. Vastaajien viimeisen viiden vuoden aikana a) tekemät tai teettämät ja b) seuraavan viiden vuoden aikana aikomat talousmetsien luonnonhoidon toimet (N=585-590).

a)



b)

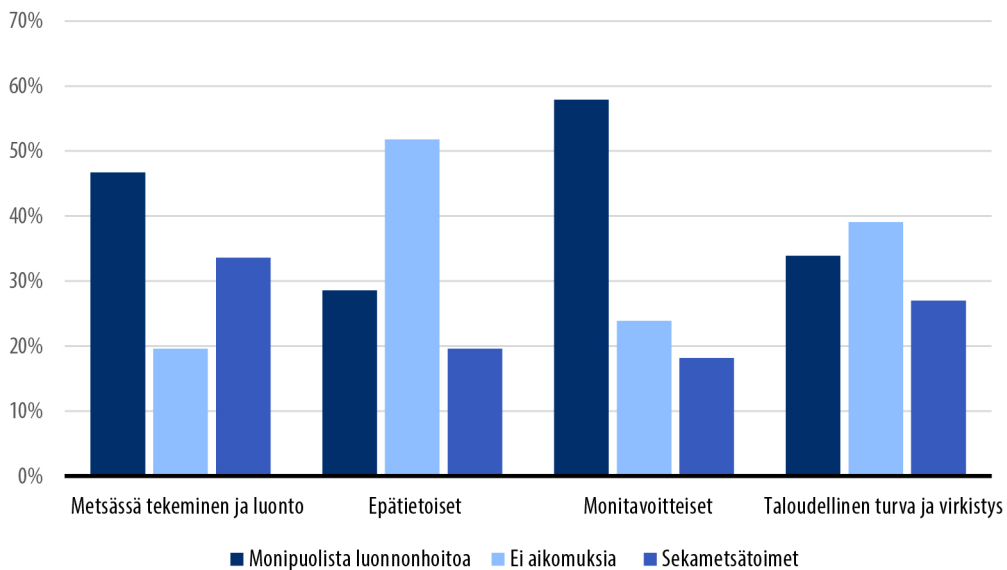


Vastaajat (N=450) jaettiin ryhmiin sen perusteella, mitä luonnonhoidon toimia he aikoi-
vat toteuttaa seuraavan viiden vuoden aikana (Liite 7-8). Suurin osa vastaajista,
45 prosenttia, kuului ryhmään, jossa aiottiin tehdä monipuolisesti erilaisia luonnonhoi-
don toimia. Sekametsä -ryhmässä taas suhtauduttiin melko neutraalisti luonnonhoidon
peruskeinoiniin eikä oltu kiinnostuneita vesiensuojelutoimista, mutta oltiin valmiita jät-
tämään metsään lehtipuuta metsänhoitotoimien yhteydessä. Näin ajatelleita vastaajia
oli 15 prosenttia. Noin 30 prosentilla vastaajista ei ollut aikomuksia tehdä juuri min-
kään tyyppisiä luonnonhoitotoimia.

Luonnonhoitoaikomuksia tarkasteltiin myös tavoiteryhmittäin (Kuvio 15). Metsässä tek-
kemistä ja luontoa arvostavat sekä monitavoitteiset metsänomistajat aikoiivat tehdä
muita vastaajia useammin monipuolisia luonnonhoitotoimia metsissään. Yli 50 prosen-
tilla epätietoisista vastaajista ei ollut aikomuksia tehdä luonnonhoitoa. Myös taloudel-
lista turvaa ja virkistystä painottaneiden keskuudessa oli lähes 40 prosenttia vastaajia,
joilla ei ollut luonnonhoitoaikomuksia. Taimikon hoidon ja harvennusten yhteydessä

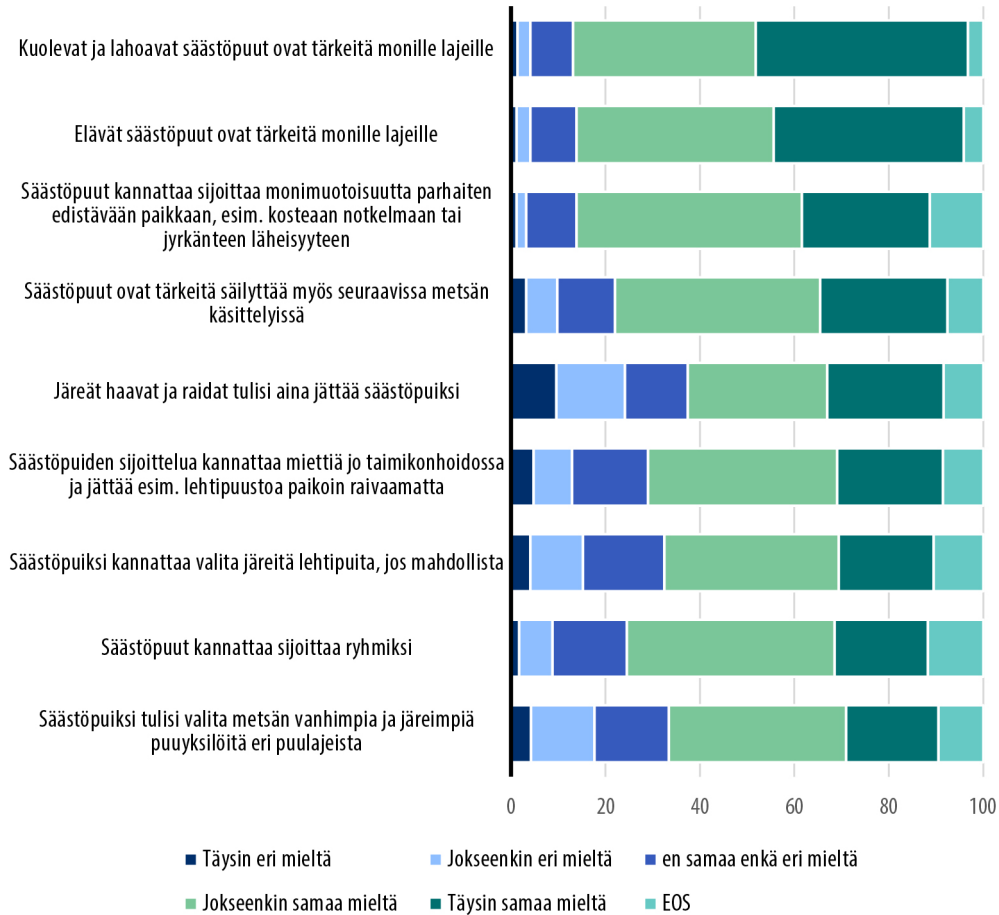
tehtävistä sekametsän kehitystä edistävästä toimista, mutta ei juuri muusta luonnonhoidosta, olivat kiinnostuneet metsässä tekemistä ja luontoa arvostaneet ja taloudellista turvaa ja virkistystä painottaneet metsänomistajat.

Kuvio 15. Aiotut luonnonhoitotoimet eri tavoiteryhmissä (N=437).



6.2.2.2 Säästöpuut

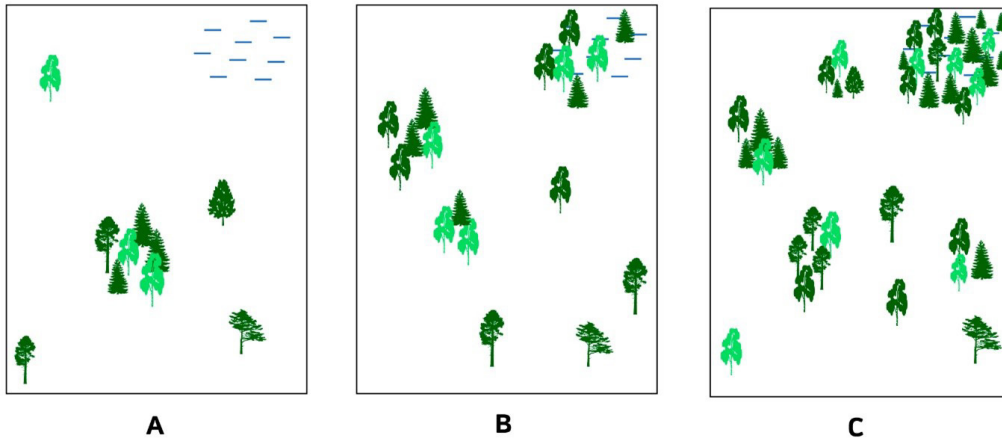
Kyselyyn vastanneet metsänomistajat olivat laajasti sitä mieltä, että säästöpuut ovat tärkeitä monille lajeille (Kuvio 16). Vastaajat ajattelivat myös usein, että säästöpuut kannattaa sijoittaa parhaiten luonnon monimuotoisuutta edistävään paikkaan. Toisaalta säästöpuiden sijoitteluun liittyvässä väittämässä yli 10 prosenttia vastaajista oli vastauksessaan epävarmoja. Vaikka suurin osa vastaajista oli samaa mieltä säästöpuiden merkitykseen ja valintaan liittyvien väittämien kanssa, muita väittämiä useammin oltiin eri mieltä siitä, että järeät haavat ja raidat tulisi aina jättää säästöpuiksi. Vastauksiin voi vaikuttaa muotoilu, joka on muita väittämiä jyrkempi.

Kuvio 16. Vastaajien näkemykset säästöpuiden jättämisestä (N=588-593).

6.2.2.2.1 Vaihtoehtoiset säästöpuuratkaisut

Vastaajille esiteltiin kyselylomakkeella kolme vaihtoehtoista säästöpuuratkaisua (Kuvio 17). A-kuvan säästöpuuratkaisu tavoittelee yleistä PEFC-sertifikaatin mukaista säästöpuumäärää. Kuvassa B säästöpuiden määrä on noin kaksinkertainen A-kuvaan verrattuna ja kuvassa C selvästi tätä suurempi. C-kuvassa ruudun oikean yläkulman kosteaan kohtaan on sijoitettu selvästi nykyisin tyypillisiä säästöpuuryhmiä suurempi säästöpuumetsikkö.

Kuvio 17. Vastaajille esitetyt kuvat säästöpuuratkaistuista. Kukin ruutu vastaa hehtaarin kokoista hakkuualaa ja niiden oikeassa yläkulmassa on kosteampi maastonkohta.



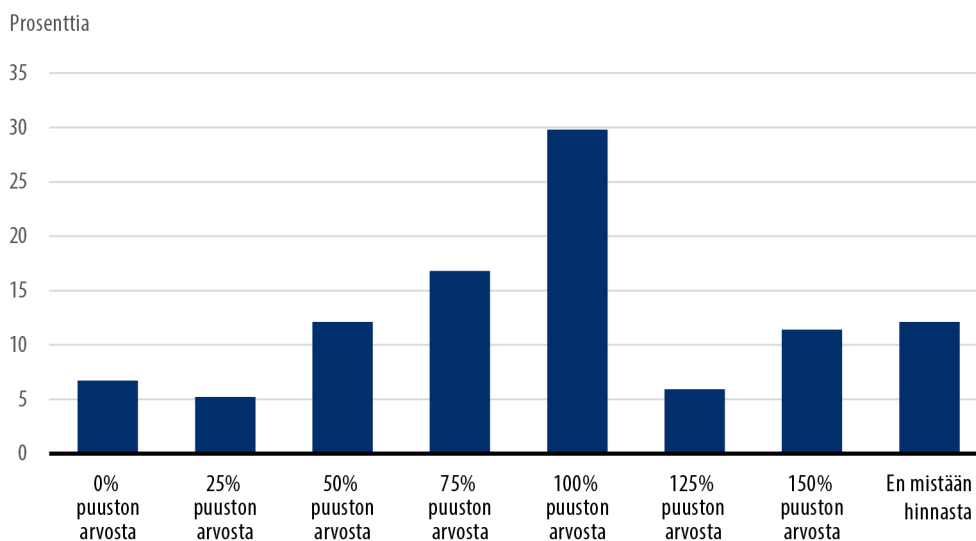
Kuvan B mukainen säästöpuuratkaistu, jossa säästöpuuiden määrä on noin kaksinkertainen nykyiseen yleiseen käytäntöön nähden, oli suosituin vaihtoehto seuraavan päätehakkuun yhteydessä. Sen valitsi lähes 40 prosenttia kaikista kysymykseen vastanneista, joita oli 594. Noin 25 prosenttia vastaajista valitsi vaihtoehdon A ja 15 prosenttia vaihtoehdon C. 15 prosenttia vastaajista ei aikonut tehdä päätehakkuuta seuraavan 10 vuoden aikana, ja noin viisi prosenttia vastaajista valitsi ”en osaa sanoa”.

Tavoiteryhmittäin tarkasteltuna oli havaittavissa selviä eroja säästöpuuratkaistuissa. Taloudellista turvaa ja virkistystä painottaneista metsänomistajista 44 prosenttia valitsi kuvan A mukaisen säästöpuuratkaistuksen, mikä oli selvästi muita ryhmiä useammin. Myös epätietoisista metsänomistajista lähes 30 prosenttia valitsi kuvan A. B kuvan säästöpuuratkaistu oli puolestaan yleisin monitavoitteisten keskuudessa (50 % monitavoitteisista vastaajista). Metsässä tekemistä ja luontoa painottaneet valitsivat muita useammin vaihtoehdon C (25 % tavoiteryhmästä). Tässä ryhmässä oli myös muita ryhmiä enemmän niitä metsänomistajia, jotka eivät aikoneet tehdä päätehakkuuta seuraavan 10 vuoden aikana.

Vastaajille esitettiin kysymys matalimmasta rahamääräisestä korvaustasosta, jolla he olisivat valmiita jättämään kuvan C mukaisen säästöpuuratkaistuksen seuraavassa päätehakkuussaan. Korvaus maksettaisiin verovaroista ja se perustuisi hakkuiden ulkopuolelle jätettävän säästöpuuryhmän puuston arvoon (laskennallinen hakkuuarvo uudistamishetkellä). Annettujen ehtojen mukaan säästöpuuryhmä tulee säilyttää pysyvästi, säästöpuuiden säilyttämistä valvotaan ja tuki voidaan periä takaisin. Jos säästöpuuryhmän puita kaatuisi esimerkiksi tuulituhon seurauksena, maapuita saisi korjata pois vain metsätuholain velvoitteiden mukaisesti. Vastaajista 30 prosenttia oli valmiita jättämään kuvan C mukaisen säästöpuuratkaistuksen annetuilla ehdoilla, jos saisi korvauksena 100 prosenttia puuston arvosta (Kuvio 18). Noin 25 prosenttia vastaajista oli val-

miita C vaihtoehtoon korvauksella, joka oli 50 prosenttia tai vähemmän puuston arvosta. 17 prosenttia vaati vähintään 75 prosentin korvauksen. Noin 30 prosenttia vastaajista halusi puuston arvoa korkeamman korvauksen, tai ei ollut valmis jättämään C:n mukaista säästöpuuratkaisua mistään hinnasta.

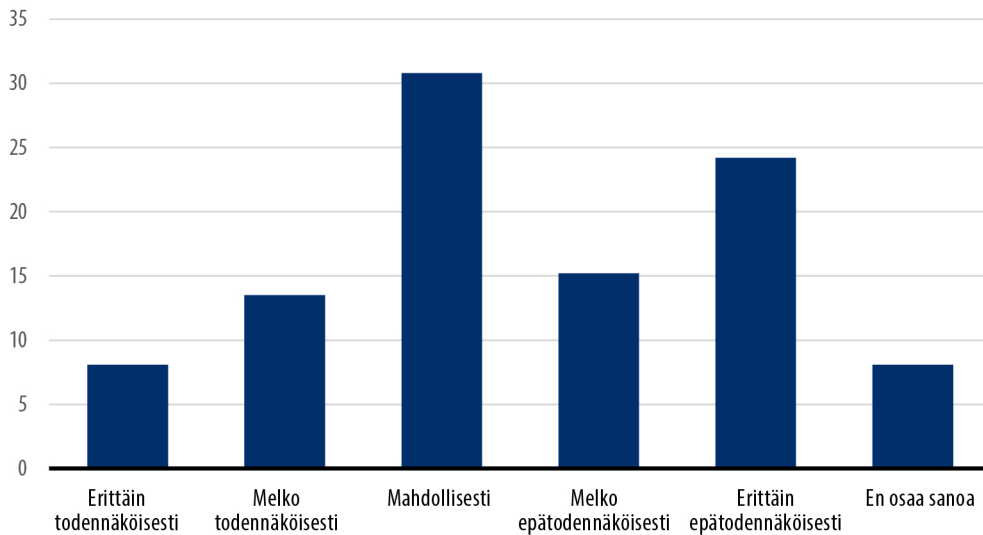
Kuvio 18. Mikä olisi matalin korvaustaso, jolla olisit valmis jättämään päätehakkuun yhteydessä KUVAN C. mukaisen hehtaarikohtaisen säästöpuuratkaisun? Korvaus maksetaan kertakorvauksena ja se on verotettavaa tuloa (N=578).



Tavoiteryhmien välillä oli selviä eroja korvausvaatimuksissa. Metsässä tekemistä ja luontoa arvostavien keskuudessa oli eniten vastaajia, jotka eivät vaatisi korvausta lainkaan (13 %). 41 prosenttia ryhmään kuuluneista vastaajista oli valmis kuvan C mukaiseen ratkaisuun korvauksella, joka oli 25-75 prosenttia puuston arvosta. Epätieteisissä oli vastaajista seuraavaksi eniten ilman korvausta tai matalalla 25 prosentin korvauksella kuvan C ratkaisun jättäviä, mutta myös paljon ei mistään hinnasta -vastauksia. Monitavoitteisten vastaajien keskuudessa painottuivat 50-100 prosentin korvausvaatimukset. Taloudellista turvaa ja virkistystä painottavilla oli muita ryhmiä useammin 100 prosentin korvausvaatimuksia ja ei mistään hinnasta -vastauksia.

Vastaajilta kysyttiin myös todennäköisyyttä, jolla he olisivat valmiita tekemään sopimuksen, jos puuta ostava yritys tai jokin muu yksityinen taho maksaisi korvauksena 50 prosenttia kuvan C mukaisen säästöpuuratkaisun puuston arvosta (Kuvio 19). Hie-man yli 20 prosenttia vastaajista oli valmiita tekemään ehdotetun sopimuksen erittäin tai melko todennäköisesti, ja noin 30 prosenttia mahdollisesti. Noin puolet vastaajista suhtautui siis asiaan vähintään varovaisen myönteisesti. 8 prosenttia vastaajista ei osannut ottaa asiaan kantaa.

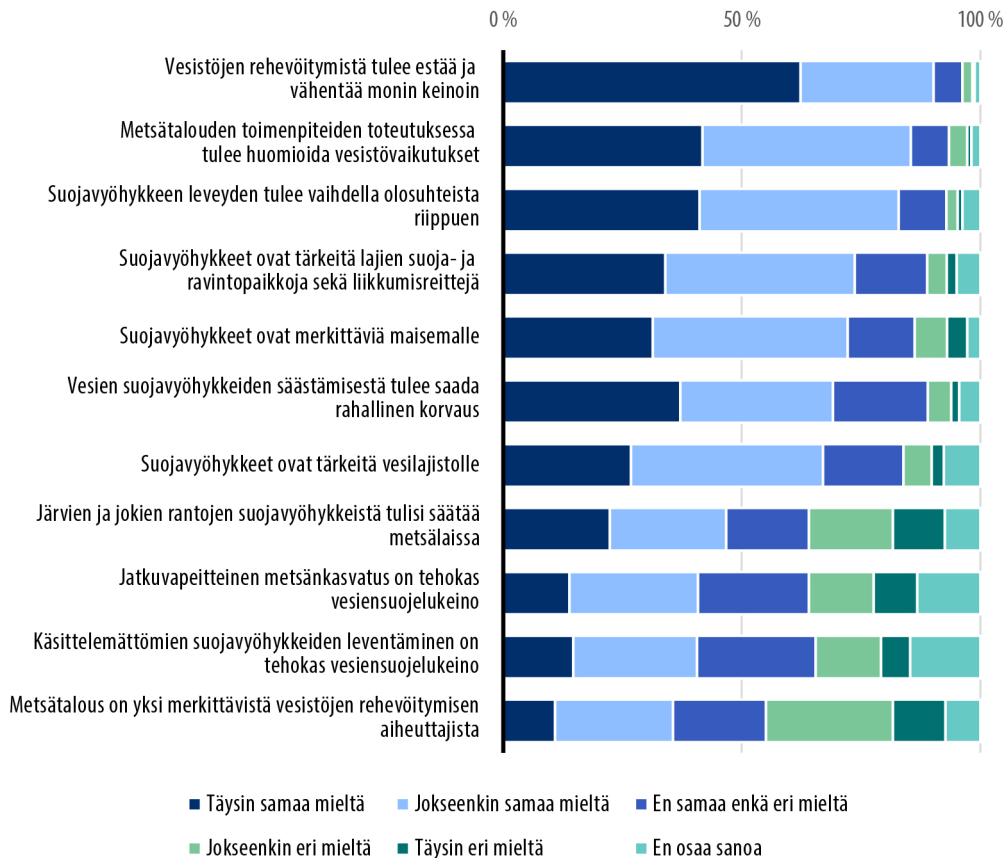
Kuvio 19. Kuinka todennäköisesti olisit kiinnostunut tekemään sopimuksen, jos puuta ostava yritys tai joku muu yksityinen taho maksaa 50 % KUVAN C mukaisen säästöpuuryhmän puuston arvosta (laskennallinen hakkuuarvo uudistamishetkellä). Metsänomistajana sitoudut säilyttämään säästöpuuryhmän pysyvästi (N=591).



Tavoiteryhmittäin tarkasteltuna sopimuksen tekemistä pitivät todennäköisimpänä monitavoitteiset ja metsässä tekemistä ja luontoa arvostaneet vastaajat. Kaikkein vähiten todennäköisesti sopimuksen olisivat tehneet taloudellista turvaa ja virkistystä painottaneet vastaajat. Metsässä tekemistä ja luontoa painottaneilla ja epätietoisilla vastaajilla oli muita ryhmiä useammin en osaa sanoa -vastauksia (15 ja 11 % ryhmiin kuuluneista).

6.2.2.3 Vesien suojavyöhykkeet

Kyselyn vastaajista lähes kaikki ajattelivat, että vesistöjen rehevöitymisen estäminen ja vähentäminen on tärkeää, ja lähes yhtä moni oli samaa mieltä, että metsätalouden toimenpiteissä tulee huomioida vesistövaikutukset (Kuvio 20). Toisaalta metsätaloutta yhtenä merkittävimmistä vesistöjen rehevöitymisen aiheuttajana piti vajaa 40 prosenttia vastaajista. Suojavyöhykkeiden tärkeydestä sekä maisemalle että lajien suoja- ja ravintopaikkoina ja liikkumisreitteinä oli samaa mieltä enemmistö vastaajista. Eniten epätietoisuutta oli tehokkaista vesiensuojelukeinoista.

Kuvio 20. Vastaajien näkemykset suojavyöhykkeistä (N=585–592).

Vesistöjen suojavyöhykkeistä kysyttiin sopivaa leveyttä pienvesien kokonaan käsittelyjen (puuston käsittely ja maanmuokkaus) ulkopuolelle jätettäville suojavyöhykkeille, sekä suurempien lampien, järvien ja jokien suojavyöhykkeille, jossa joko poimintahakkuut on sallittuja tai joka jätetään kokonaan käsittelyn ulkopuolelle.

Noin kolmannes vastaajista ei osannut arvioida, mikä olisi sopiva suojavyöhykkeen leveys suurten lampien, järvien ja jokien rannoille riippumatta siitä, jätetäänkö alue kokonaan käsittelyjen ulkopuolelle vai voiko siellä tehdä poimintahakkuuta.

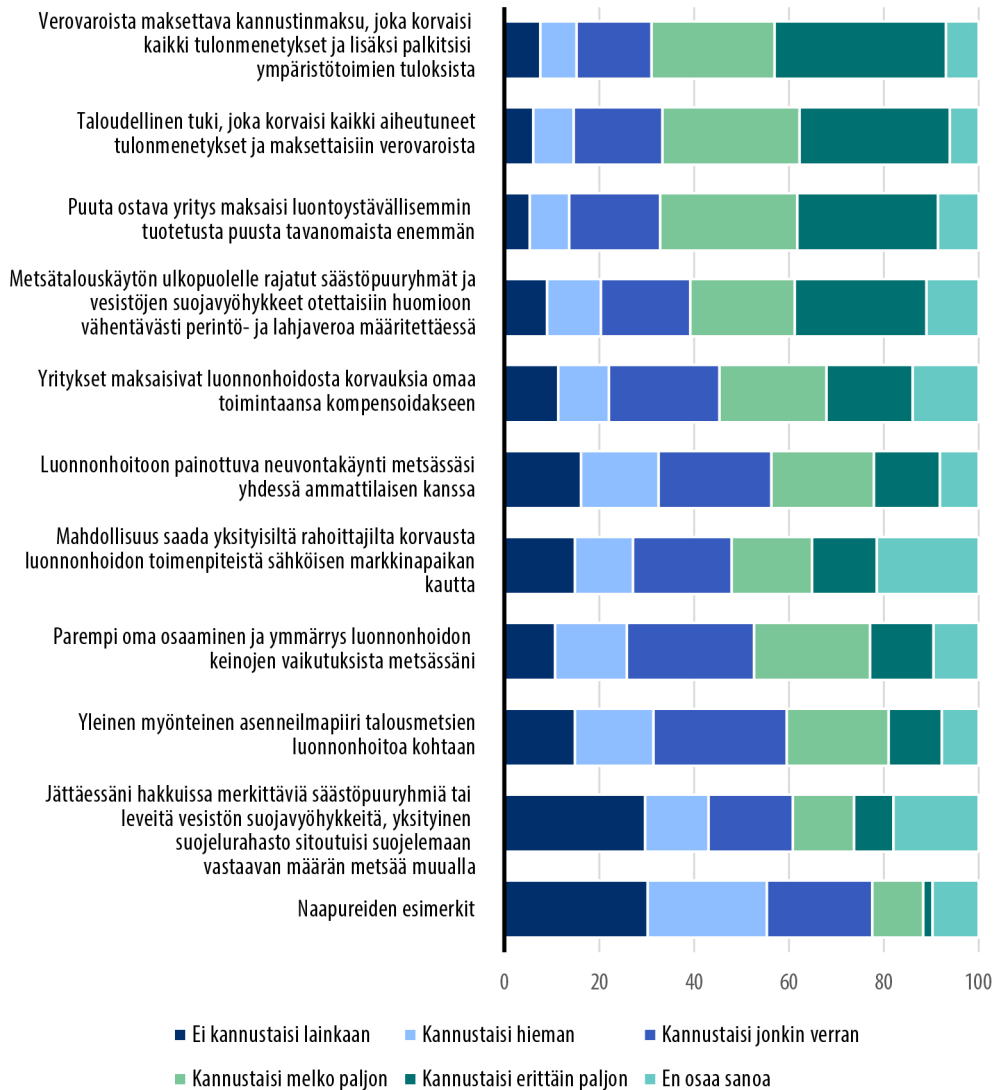
Suurempien vesistöjen suojavyöhykkeistä, joilla poimintahakkuut on sallittu, useimmiten ehdotettiin suojavyöhykkeen vähimmäisleveydeksi 10 tai 20 metriä. Tapauskohtaisesti vaihtelevien suojavyöhykkeiden vähimmäisleveydeksi ehdotettiin useimmiten viittä tai 10 metriä, ja enimmäisleveydeksi 20 tai 30 metriä.

Tapauskohtaisesti vaihtelevan kokonaan käsittelyjen ulkopuolella jätettävän suojavyöhykkeen leveydeksi useimmiten ehdotettiin vähintään 5 tai 10 metriä ja enintään

20 metriä. Myös yli 100 metrin levyisiä suojavaöhykkeitä ehdotettiin joitakin kertoja, erityisesti tapauskohtaisesti arvioiden.

6.2.2.4 Luonnonhoitoon kannustavat asiat

Luonnonhoitoon kannusti vastausten perusteella erityisesti taloudelliset kannustimet (Kuvio 21). Verovaroista maksettava kannustinmaksu, joka korvaisi tulonmenetykset ja lisäksi palkitsisi ympäristötoimien tuloksista koettiin kannustavimmaksi keinoksi. 62 prosenttia vastaajista piti sitä joko erittäin tai melko kannustavana keinona. Lähes yhtä usein kannustavana pidettiin verovaroista maksettavaa korvausta, joka korvaisi tulonmenetykset. Myös mm. se, että puuta ostava yritys maksaisi luontoystävällisemmin tuotetusta puusta tavanomaista enemmän, kannustaisi melko tai erittäin paljon lähes 60 prosenttia metsänomistajista luonnonhoitoon. Uudet kannustimet, kuten luontoarvojen sähköinen markkinapaikka, yritysten kompensatiomaksut ja suojelurahasto, joka luontolahjan tapaan suojelisi metsänomistajan panostusta vastaavasti metsää, herättivät kiinnostusta metsänomistajissa, mutta näiden kannustavuuteen liittyi muita keinoja suurempi määrä en osaa sanoa -vastauksia.

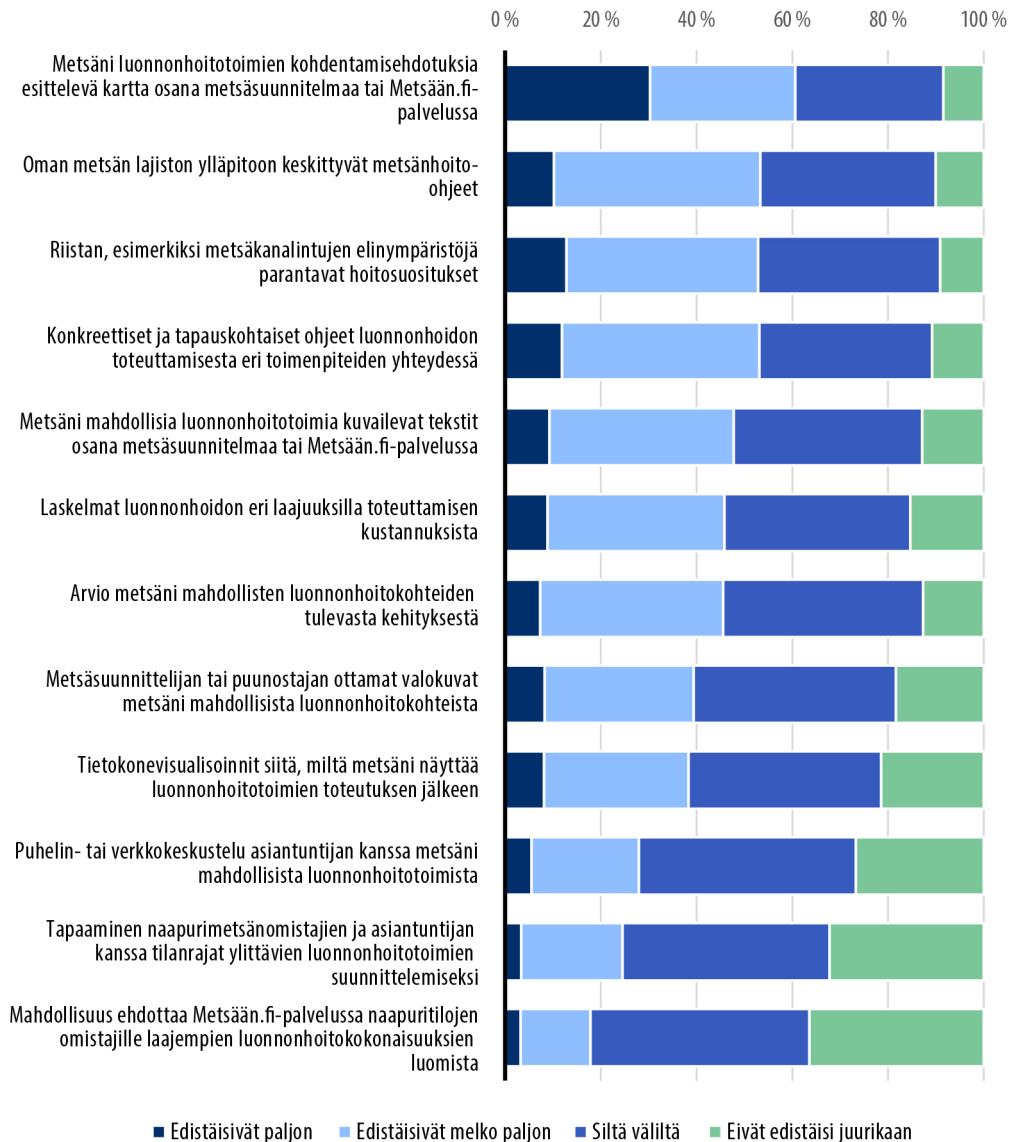
Kuvio 21. Talousmetsien luonnonhoitoon kannustavia tekijöitä (N=578-591).

Luonnonhoitoon kannustavia tekijöitä tarkasteltiin myös tavoiteryhmittäin. Parempi oma osaaminen, myönteinen ilmapiiri ja henkilökohtainen neuvonta kannustivat erityisesti metsässä tekeviä ja monitavoitteisia metsänomistajia. Erilaiset taloudellisen tuen muodot kannustaisivat kaikkien tavoiteryhmien metsänomistajista enemmän kuin muut keinot, mutta taloudellisen tuen merkitys oli erityisen suuri monitavoitteisten ja taloudellista turvaa ja virkistystä painottaneiden metsänomistajien keskuudessa.

6.2.2.5 Metsäammattilaisten rooli ja päätöksenteon tuki

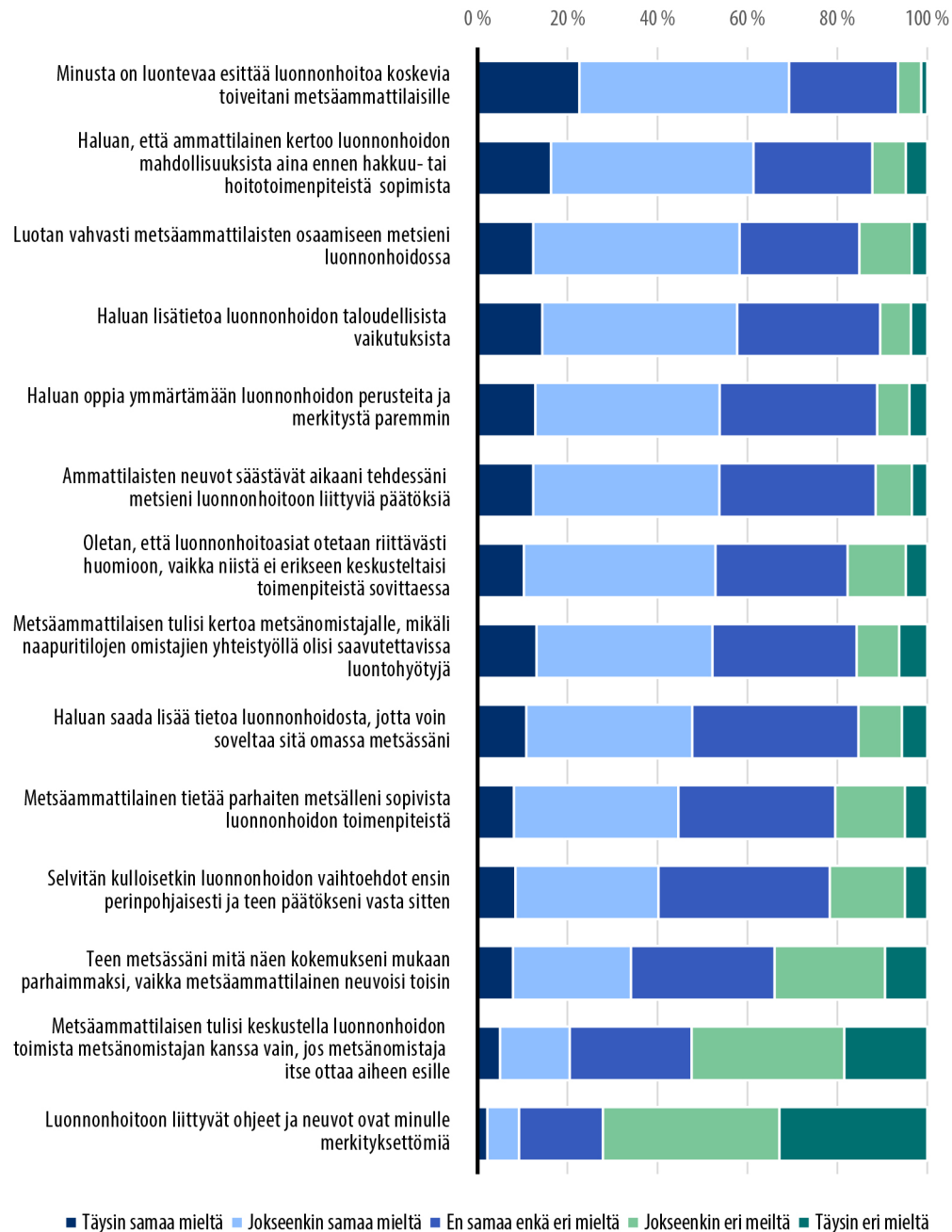
Kyselyn vastaajat kokivat, että monenlainen neuvonta ja ohjeistus voisi edistää monimuotoisuuden tunnistamista ja huomioimista heidän metsissään (Kuvio 22). Suosituimpina pidettiin karttaa luonnonhoitotoimien kohdentamisesta osana metsäsuunnitelmaa tai Metsään.fi-tietoja, oman metsän lajiston ylläpitoon keskittyviä metsänhoito-ohjeita sekä konkreettisia ohjeita ja suosituksia, kuinka luonnonhoitoa tulisi toteuttaa tai kuinka riistan elinympäristöjä parantaa. Noin 20 prosenttia vastaajista koki, että naapurimetsänomistajien kanssa tehtävä yhteistyö luonnonhoitotoimien suunnittelussa joko asiantuntijan kanssa tai Metsään.fi-palvelun kautta edistäisi monimuotoisuuden huomioimista heidän metsissään.

Kuvio 22. Näkemykset monimuotoisuuden tunnistamista ja huomioimista edistävästä tiedoista ja palveluista (N 571–577).



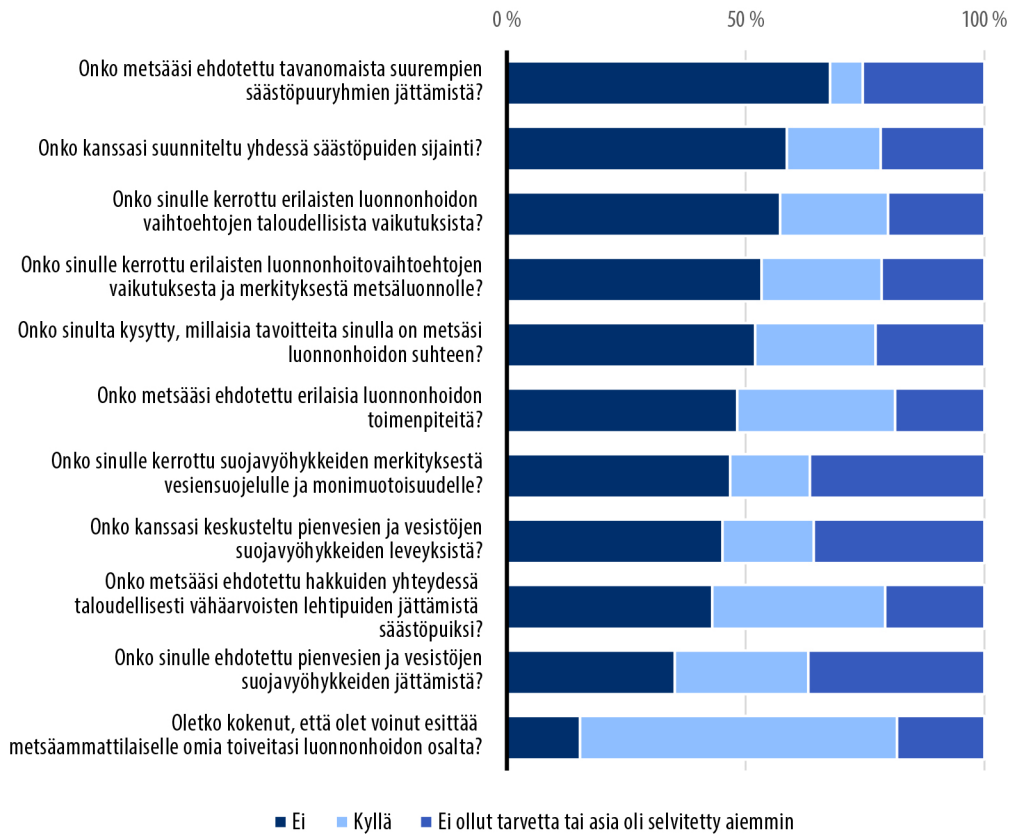
Ammattilaisten toiminnalla on edelleen merkittävä rooli talousmetsien luonnonhoidon edistymisessä. Kuvioista 23 huomataan, että noin 60 prosenttia vastaajista luotti vahvasti metsäammattilaisten osaamiseen metsiensä luonnonhoidossa, sekä halusi, että ammattilainen kertoo luonnonhoidon mahdollisuuksista aina ennen hakkuu- tai hoitotoimenpiteistä sopimista. Yli 50 prosenttia vastaajista oletti, että luonnonhoito huomioidaan riittävästi, vaikka siitä ei erikseen keskusteltaisi toimenpiteistä sovittaessa. Lähes yhtä suuri osuus vastaajista ajatteli, että metsäammattilainen tietää parhaiten kuhinkin metsään sopivista luonnonhoitotoimenpiteistä. Pieni osa vastaajista piti luonnonhoitoon liittyviä ohjeita itselleen merkityksettöminä.

Kuvio 23. Näkemykset talousmetsien luonnonhoidosta annettavasta neuvonnasta (N=582–584).



Kysyimme, oliko metsäammattilaisten kanssa käsitelty luonnonhoitoon liittyvien toimenpiteiden toteutusta, mikäli metsänomistaja oli ollut yhteydessä metsäammattilaiseen metsänhoitoon liittyvissä asioissa viimeisen kolmen vuoden (2019–2021) aikana. Tarkensimme metsäammattilaisella tarkoitettavan esimerkiksi metsänhoitoyhdistyk-

sen, Metsäkeskuksen, puuta ostavan yrityksen tai muun metsäpalveluyrityksen henkilöä. Vastauksista ilmeni (Kuvio 24), että luonnonhoidon toteutuksesta käydään melko vähän keskustelua metsänomistajien kanssa. Yli 50 prosentin vastaajista kanssa luonnonhoidon taloudellisista tai ekologisista vaikutuksista ei ole käsitelty eikä metsänomistajan tavoitteita luonnonhoidon suhteen ole käsitelty. Lähes puolelle vastaajista ei ollut esitelty luonnonhoidon vaihtoehtoja. Enemmistö metsänomistajista kuitenkin koki, että metsäammattilaiselle voi esittää omia toiveita luonnonhoidon suhteen.

Kuvio 24. Luonnonhoidosta annettavan neuvonnan toteutuminen (N=539-548).

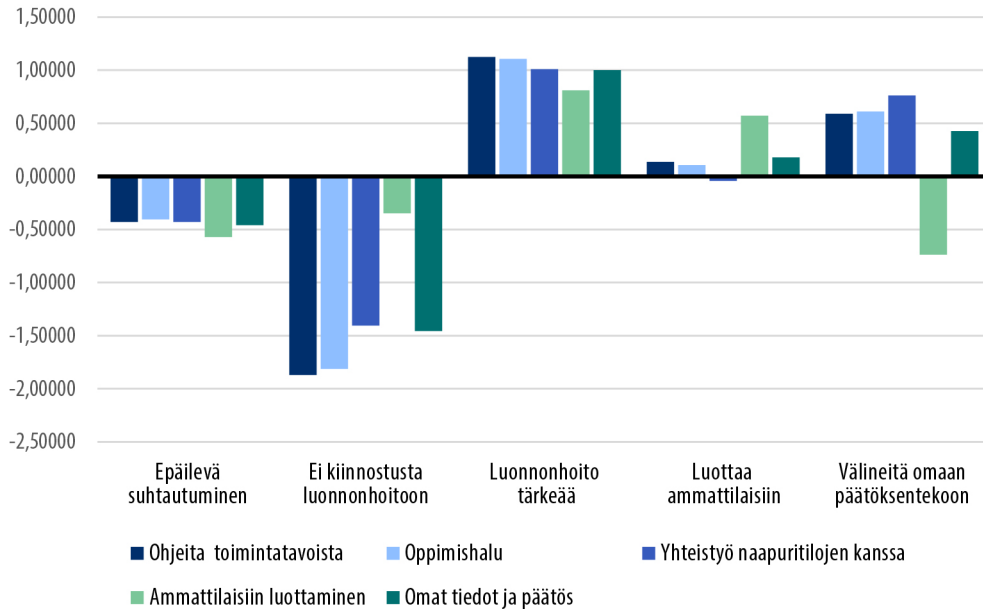
Vastaajat ryhmiteltiin viiteen ryhmään sen perusteella, kuinka he suhtautuvat talousmetsien luonnonhoidon päätöstukipalveluihin (Kuvio 25). Ryhmittelyn pohjana käytettiin neuvontaan ja ammattilaisten rooliin liittyvistä väittämistä muodostettuja faktoreita (Kuviot 22 ja 23, faktoriratkaisu Liite 9), joista muodostettiin viisi ryhmää K-keskiarvoryhmittelymenetelmällä (Liite 10).

Aineistosta muodostuneet faktorit olivat ohjeita toimintatavoista, oppimishalu, yhteistyö naapuritilojen kanssa, ammattilaisiin luottaminen omia tietoja ja päätöksentekoa korostava näkemys. Nämä viisi faktoria on Kuviossa 25 kuvattu pylväinä, ja ryhmien nimeäminen on tehty niiden vaihtelun perusteella.

Ensimmäisessä ryhmässä olevilla vastaajilla oli hiukan negatiivinen suhtautuminen kaikkiin faktoreiden väitteisiin. Sen perusteella ryhmä on nimetty ”epäilevästi suhtautuviksi”. Noin neljännes vastaajista kuului tähän ryhmään. Toinen ryhmä nimettiin ”ei kiinnostusta luonnonhoitoon”, ja he suhtautuivat jokseenkin negatiivisesti koko aiheeseen, mutta lievintä vastustus oli ammattilaisiin luottamisessa. Tässä ryhmässä oli noin 11 prosenttia vastaajista. Ryhmä kolme nimettiin ”Luonnonhoito tärkeää”. Siihen kuuluivat vastaajat (noin 16 %) halusivat ohjeita ja neuvoja luonnonhoidosta, olivat

oppimishaluisia luonnonhoidon teemoista, ja kaipasivat välineitä omaan päätöksentekoonsa. He olivat myös kiinnostuneita tekemään yhteistyötä naapurimetsänomistajien kanssa, mutta luottivat hieman vähemmän ammattilaisten näkemyksiin. Ryhmässä neljä oli vähäistä kiinnostusta luonnonhoitoon, mutta selkeimpänä piirteenä oli luottaminen ammattilaisiin luonnonhoidosta huolehtimisessa. Tämä ryhmä oli suurin (noin 32 % vastaajista), ja se nimettiin ”luottaa ammattilaisiin”. Viidettä ryhmää kuvasi positiivinen suhtautuminen luonnonhoidon ohjeisiin ja naapuriyhteistyöhön sekä vahva näkemys luonnonhoidon tärkeydestä, mutta negatiivinen suhtautuminen ammattilaisten vahvaan rooliin luonnonhoidosta päätettäessä. Siten tämän ryhmän vastaajat hakivat neuvonnasta välineitä omaan päätöksentekoon. Tässä ryhmässä oli noin 15 prosenttia vastaajista.

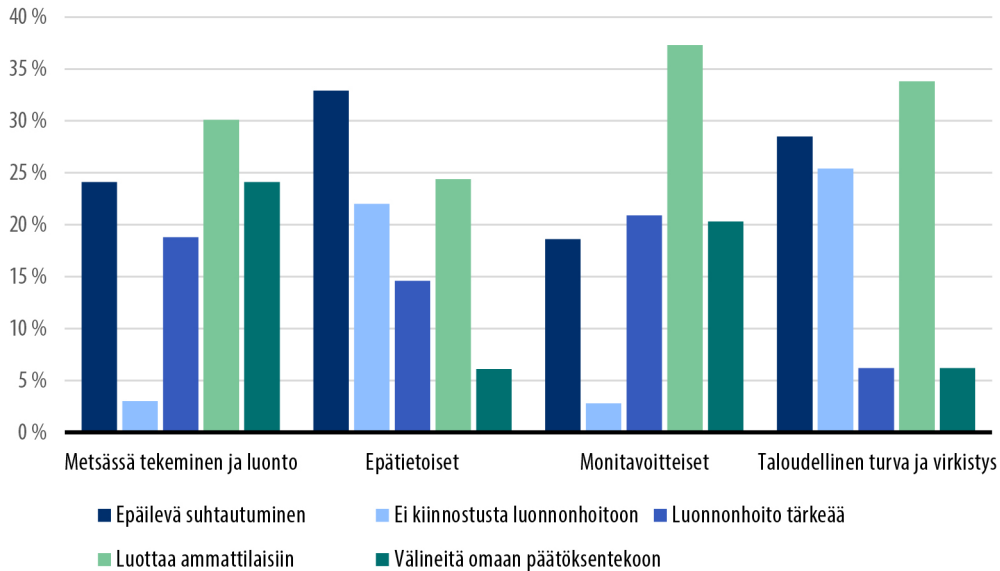
Kuvio 25. Vastaajien ryhmittely talousmetsien luonnonhoidon päätöstukipalveluihin suhtautumisen perusteella.



Päätöstukipalveluihin suhtautumista kuvaavaa ryhmittelyä verrattiin metsänomistuksen tavoiteryhmittelyyn (Kuvio 26). Ammattilaisten osaamiseen luottaminen oli selkein piirre kaikissa muissa ryhmissä paitsi epätietoisilla, joilla merkittävin piirre oli epäilevä suhtautuminen luonnonhoitoon yleisesti. Erityisesti metsässä tekevät ja luontoa painottavat vastaajat kaipasivat neuvontaa, joka tuottaa heille välineitä ja osaamista omaan päätöksentekoon. He, sekä taloudellisen turvan tavoiteryhmän vastaajat suhtautuivat luonnonhoidon aiheeseen myös jonkin verran epäillen, taloudellista turvaa korostavilla myös luonnonhoidon neuvonnan vastustaminen oli selkeä piirre. Metsässä tekeillä ja luontoa painottavilla sekä monitavoitteisilla luonnonhoidon neuvonnan vastustaminen oli huomattavan vähäistä myös epätietoisien ryhmään verrattuna.

Päätöstukiryhmittelyä verrattiin myös luonnonhoitoaikomuksiin. Siinä erottui, että luonnonhoidon neuvontaa vastustavan ryhmän vastaajilla yli puolella ei ollut aikomuksia tehdä luonnonhoitotoimia. Sama ryhmä kuitenkin luotti vahvasti ammattilaisen näkemyksiin luonnonhoitotoimia suunniteltaessa. Omaan päätöksentekoon välineitä toivovassa ryhmässä lähes 70 prosenttia vastaajista aikoi tehdä monipuolisesti erilaisia luonnonhoidon toimia.

Kuvio 26. Eri tavoiteryhmiin kuuluvien vastaajien jakautuminen luonnonhoidon päätöstuki-palveluihin suhtautumisen mukaan.



6.3 Työpajat

Työpajojen tavoitteena oli selvittää, miten eri toimijat toteuttavat ja edistävät luonnonhoitoa organisaatioissaan. Lisäksi tavoitteena oli selvittää, mitkä luonnonhoidon keinot ovat toimijoiden ja metsänomistajien mielestä vaikuttavimpia, ja miten keinojen nykyistä laajempaa toteuttamista voitaisiin edistää.

Työpajoissa arvioitiin hankkeen osatehtävässä kaksi valikoitujen vaikuttavampien ta-lousmetsien luonnonhoidon keinojen käytäntöön vientiä sekä pyrittiin ratkomaan ta-lousmetsien luonnonhoidon tehostamisen keinojen valtavirtaistamisen pullonkauloja. Tarkastelussa olivat erityisesti tiedon saatavuuteen ja siirtämiseen muun muassa työ-maaohejeisiin, liittyvät kysymykset ja haasteet sekä luonnonhoidon keinojen esille otta-minen erilaisissa metsätaloustoimien suunnittelu- ja asiointitilanteissa. Työpajat toimi-vat myös hyvien käytänteiden jakamisessa ja jalkauttamisessa toimijoiden keskuu-
dessa.

6.3.1 Työpajojen toteutus

Hankkeessa järjestettiin kaksi samansisältöistä puolentoista tunnin kestoista Teams-työpajaa elokuussa 2022. Työpajoissa käytettiin Flinga-sovellusta osallistavaan työskentelyyn. Työpajojen alussa esiteltiin LUONTEVA-hankeen sisältöä ja tavoitteita yleisesti sekä hankkeen neljännessä osatehtävässä tehtyä ja toteutettua metsänomistajakyselyä. Kyselyyn valikoituneet teemat ja sen alustavat tulokset ja analyysit toimivat työpajatyöskentelyssä pohdintojen ja keskustelun herättäjänä.

Työpajojen kutsuja kohdennettiin eri roolissa toimiville metsätalouden toimijoille muun muassa puukauppaa, työmaiden suunnittelua ja töiden toteutuksesta vastaaville henkilöille. Työpajoihin kutsuttiin myös metsänomistajia. Ensimmäiseen työpajaan osallistui 11 ja toiseen 10 henkilöä. Työpajojen osallistujajoukko edusti monipuolisesti erilaisia tahoja muun muassa asiantuntijaorganisaatiota, metsänomistajien neuvontaan organisaatiota, puunosto-organisaatiota, ministeriötä, yliopistoa sekä erilaisia metsänomistajia. Monella osallistujalla oli joku kytkös metsänomistajuuteen.

Työpajoissa keskusteltiin seuraavista talousmetsien luonnonhoidon kysymyksistä:

- Miten luonnonhoidon toimintatapojen käyttöä voidaan edistää?
- Miten luonnonhoitotoimien vaikuttavuutta voidaan lisätä?
- Millaisia kannusteita talousmetsien luonnonhoitoon tarvittaisiin?
- Mitä tieto- ja osaamistarpeita metsänomistajat ja ammattilaiset kohtavat käytännön metsätaloudessa?
- Millaista neuvontaa ja tukea metsänomistajat erityisesti kaipaavat omien luonnonhoitotavoitteiden toteuttamisessa ja monimuotoisuuden huomiointamisessa?
- Millaiset luonnonhoidon toimet tuntuvat metsänomistajista kiinnostavimmilta ja toteuttamiskelpoisimmilta?
- Miten varmistetaan tiedonkulku ja luonnonhoidon onnistunut toteutus?

Työpajoissa paneuduttiin luonnonhoidon keinoista erityisesti säästöpuuston ja suoja-vyöhykkeiden jättämiseen sekä lehtipuusekoituksen ja vanhojen puuyksilöiden merkitykseen talousmetsien monimuotoisuutta lisäävinä tekijöinä. Ratkaisuja haettiin siihen, kuinka nykyistä vaikuttavampia keinoja voidaan ottaa toimenpidesuunnittelun ja puukaupan eri vaiheissa esille, ja kuinka tietoja viedään työmaaohjeisiin talousmetsien ekologisen laadun parantamiseksi. Työpajoissa nousi esiin hyviä kokemuspohjaisia kehittämisideoita ja aiempaa tietoa vahvistavia näkemyksiä. Myös uudenlaisia ajatuksia ja avauksia kuultiin, joita voidaan hyödyntää jatkotoimissa.

6.3.2 Työpajojen tulokset

Metsänomistajat kaipaavat lisää tietoa ja opastusta siihen, miten tunnistetaan paremmin oman metsän monimuotoisuudelle arvokkaita rakennepiirteitä. Lisäksi metsänomistajat tarvitsevat neuvontaa siitä, miten monimuotoisuutta tulisi ottaa huomioon metsissä tehtävien metsätaloustoimenpiteiden, hakkuiden ja metsänhoitotöiden yhteydessä. Kaikki luonnonhoidon keinot eivät olleet metsänomistajille yhtä tuttuja.

Ammattilaisilta odotetaan apua sekä luonnonhoidon tavoitteiden määrittelyyn että niiden viemiseksi konkreettisiksi toimenpiteiksi. Metsäammattilaisen tehtäväksi nähtiin myös erilaisten vaihtoehtojen tarjoaminen päätöksenteon tueksi. Tietoa luonnonhoidon hyödyistä ja kustannusvaikutuksista on tuotava paremmin esille. Luonnonhoito voi myös säästää metsänomistajalta kustannuksia, kun ylimääräinen "siistiminen" jää pois tai kun jätetään heikosti uudistuvat kohdat käsittelemättä. Osa luonnonhoidon toimenpiteistä ei välttämättä vaikuta lainkaan tai hyvin vähän hakkuutuloon kuten lahoppuiden, huonokuntoisten lehtipuiden tai suojatiheikköjen säästäminen.

Metsänomistajat luottavat vahvasti metsäammattilaisen asiantuntemukseen ja näkemyskykyyn luontoasioissa ja monimuotoisuuden huomioimisessa metsänkäsittelyissä. Metsäammattilaiselta odotetaan laaja-alaista neuvontaa ja metsänhoitotoimenpiteiden monimuotoisuusvaikutuksista kertomista. Avointa puhetta arvostetaan neuvonnan yhteydessä, sillä luonnonhoito on voinut jopa jäädä kokonaan ottamatta esille keskusteluissa. Metsänomistajat voivat kokea, että vastuu on myös asioita hoitavalla metsäammattilaisella, koska moni metsänomistaja, etenkin etämetsänomistajat luottavat tänä päivänä omien metsien hoidon kokonaisvaltaisesti metsäammattilaisen vastuulle.

Metsänomistajien aktiivisuutta ja omaa päätösvaltaa tulisi vahvistaa luonnonhoidon ratkaisujen tekemisessä. Moni metsänomistaja luulee, että se mitä luonnonhoitotoimia metsäsertifiointi edellyttää riittää. Tietoisuutta tulisi lisätä muun muassa siitä, että ei ole pakko jättää vain vähimmäistasoa säästöpuiden määrässä ja laadussa tai vesien suojavyöhykkeiden leveydessä, vaan maanomistajalla on aina päätösvalta vaikuttavampiin luonnonhoidon ratkaisuihin. Luonnonhoidon toimenpiteiden ekologisen hyödyn ja vaikuttavuuden lisäämisen keinoiksi esimerkiksi säästöpuiden valinnan ja säästöpuuryhmien sijoittelun parantaminen. Osalle metsänomistajista on epäselvää, kuinka paljon he voivat vaikuttaa metsänhoidon lopputulokseen omilla päätöksillään.

Metsänomistajia kannustaa vaikuttavampiin luonnonhoidon ratkaisuihin, jos ymmärrystä luonnonhoitotoimien hyödyistä ja vaikuttavimmista keinoista voitaisiin lisätä. Kannustavana taloudellisena keinona nähtiin muun muassa verotukselliset edut, mikäli toteutetaan tavanomaista tasoa vaikuttavampia luonnonhoidon ratkaisuja, joissa säästettävän puuston määrä ja koko vaikuttaa taloudelliseen tuottoon. Puuta ostavien

yritysten toivottiin kannustavan vaikuttaviin luonnonhoidon ratkaisuihin esimerkiksi alentamalla palvelumaksua tai huomioimalla puun hinnassa. Yritykset voisivat toteuttaa myös pieniä luonnonhoito- tai ennallistamistoimia arkimetsänhoidon yhteydessä ilman maanomistajalle aiheutuvia kuluja.

Tiedonkulun varmistamista ja siihen liittyvien katkoskohtien tunnistamista koettiin tärkeäksi kehittämiskohdaksi. Hakkuukoneen kuljettajalla on oltava tiedossa metsänomistajan toiveet ja tavoitteet ennen työmaan aloittamista. Onnistuneeseen toteutukseen päästään parhaiten, mikäli tavoitteet on selvitetty sekä luonnonhoidon toimenpiteet kirjattu työmaaohejeseen ja paikkatietoon jo työmaan suunnitteluvaiheessa. Työmaiden suunnittelussa voidaan hyödyntää paikkatietoaineistoja ja -työkaluja, mutta niillä ei voida täysin korvata maastosuunnittelua. Jos luonnonhoidon suunnittelu on jäänyt tekemättä tai se on tehty kevyesti, valinnat jäävät käytännössä hakkuukoneen toteuttajalle. Toteuttajien riittävä osaaminen on etenkin silloin varmistettava.

Luonnonhoitotoimien tulisi olla nykyistä toimintatapaa kiinteämmin osa metsätalouden toimenpiteitä eli rutiinia. Luonnonhoidon huomioiva metsätalous ei ole taloudellisesti kannattamatonta vaan siinä tulee huomioiduksi ekologinen kestävyys parhaalla mahdollisella tavalla osana kokonaiskestävää metsätaloutta.

6.4 Kannustimet

6.4.1 Luonnonhoidon taloudelliset kannustimet

Luonnonhoitoa on toteutettu viimeisen 20 vuoden aikana varsin vaihtelevasti Suomen yksityismetsissä (Siitonen ym. 2020, Kuuluvainen ym. 2021). Luonnon monimuotoisuuden edistämisen kannalta keskeiset toimenpiteet ja niiden vaikutukset on kuitenkin tunnettu varsin hyvin jo ainakin 30 vuotta (ks. esim. Metsänomistaja: Ympäristönhoito 1994). Yhtenä merkittävänä syynä osin vaatimattomiin tuloksiin voidaan pitää sitä, että maanomistajilla ei ole ollut riittäviä taloudellisia kannustimia toteuttaa luonnonhoitoa ja sen toimenpiteitä omissa metsissään.

Metsäluonnon hoidosta aiheutuu yleensä maanomistajalle ylimääräisiä kustannuksia tai tulonmenetyksiä, joista valtaosa tai kaikki jää omistajan itsensä kannettavaksi. Poikkeuksena on kestävän metsätalouden rahoituslain (34/2015) mukainen ympäristötuki ja tuki metsäluonnon hoitoon, mutta niiden merkitys on jäänyt hyvin pieneksi. Ympäristötuen piirissä on muutama promille yksityismetsien alasta, ja luonnonhoitoa on tehty rahoituslain puitteissa vuosittain hyvin vähän, vain muutama sata hehtaaria. Rahoituslain painopistettä kuvaa se, että valtion yksityismetsänomistajille myöntä-

mästä suorasta tuesta (n. 50–60 milj. €/v) vain 1–2 prosenttia on käytetty metsäluonnon hoitoon (SMK 2022). Useissa maakunnissa tätä tukea ei myönnetty lainkaan vuosina 2020–2021. Ympäristötukikohteilla ei yleensä tehdä luonnonhoidon toimenpiteitä, vaan kyse on valtion korvauksista maaomistajille hakkuiden viivästyisestä aiheutuvista tulonmenetyksistä.

Käytännössä yksityismetsänomistajat rahoittavat metsissään tehtävät luonnonhoitotyöt pääosin itse. Niissäkin harvoissa tapauksissa, joissa yhteiskunta tukee luonnonhoitoa talousmetsissä, maanomistaja ei saa suoraa taloudellista hyötyä itse tekemästään tai maillaan tehdystä luonnonhoidosta, vaikka yhteiskunta siitä hyötyy.

Kestävän metsätalouden rahoituslain mukaisessa metsäluonnon hoidossa maanomistajalle voidaan korvata vain toimenpiteistä aiheutuneet lisäkustannukset. Tuotetuista ympäristöhyödyistä (tai ympäristöhaittojen vähenemisestä) ei makseta, koska Euroopan komissio ei ole tällaisia tulosperusteisia tukia tähän mennessä metsätaloudessa hyväksynyt. Ympäristöhyödyistä tai ympäristöhaittojen vähenemisestä olisi voitu maksaa tulosperusteisesti unionin vähämerkityksisen tuen säännösten (*de minimis* -asetus) perusteella, mutta Suomessa tätä mahdollisuutta on käytetty vain sellaisiin toimenpiteisiin, jotka lisäävät joko puuntuotantoa (joutomaiden metsitystuki) tai hakkuita (metsälahjavähennys, metsävähennys, yhteismetsien yleistä pääomatuloverokantaa alempi verokanta, ensiharvennuspuun verovapaus) (Viitala ym. 2018, 2022).

Komission luonnos *maa- ja metsätalouden ja maaseutualueiden valtiontukea koskeviksi suuntaviivoiksi* uudelle rahoituskaudelle eli vuosille 2023–2029 (EK 2022a) näyttäisi kuitenkin avaavan uudenlaisia mahdollisuuksia tukea luonnonhoitotoimia Suomen metsissä. Myös 27.1.2022 voimaan tulleet uudet *suuntaviivat koskien ilmastotoimiin, ympäristönsuojeluun ja energia-alalle myönnettävää valtiontukea* (EK 2022b) voivat tarjota samantyyppisiä mahdollisuuksia, joskin tämä on selvästi epävarmempaa. Kysymys on mm. edellä mainittujen suuntaviivojen soveltamisalojen välisestä rajanvedosta.

Vaikka luonnos maa- ja metsätalouden ja maaseutualueiden valtiontuen suuntaviivoiksi on hyvin samankaltainen kuin nykyisin voimassa oleva, se antaa mahdollisuuksia kehittää metsätalouden uutta tukijärjestelmää kahdella merkittävällä tavalla.

Ensinnäkin luonnoksen kohdan 2.3 (Tuki metsäalan ympäristö- ja ilmastopalveluihin ja metsien suojeluun) mukaan ympäristö- ja ilmastohyötyjen tuottamisesta maksettavien korvausten ei tarvitsisi enää perustua yksinomaan aiheutuneisiin tulonmenetyksiin tai lisäkustannuksiin. Niiden lisäksi tuensaajille voitaisiin maksaa erityinen **kannustinpalkkio** (incentive payment), jonka suuruus voisi olla enintään 20 prosenttia aiheutuneesta tulonmenetyksestä tai lisäkustannuksesta. Tuensaajia siis kannustettaisiin

siin tuottamaan markkinattomia ympäristö- ja ilmastopalveluja korvaamalla aiheutuneista tulonmenetyksistä tai lisäkustannuksista korkeimmillaan 120 prosenttia. Käytännössä maanomistajille voitaisiin siis maksaa suoraan tuotetuista ympäristöhyödyistä. Hyödyt voisivat koskea esimerkiksi hiilensidontaa, biodiversiteettiä, vesien tilaa tai maaperän tilaa. Tällä tavalla komissio pyrkii tarjoamaan mahdollisuuden siihen, että metsänomistajat ja muut tuensaajat saisivat suoraa taloudellista etua ympäristö- ja ilmastohyötyjen tuottamisesta. Vastaava tavoite sisältyy myös EU:n uuteen metsästrategiaan samoin kuin komission hiiliviljelyaloitteeseen (EK 2021a,b).

”Yksityiset metsänomistajat ja metsien hoitajat, varsinkin pientilat, ovat usein suoraan riippuvaisia metsistä toimeentulonsa lähteenä. Niiden päätulolähteenä on nykyisin puunmyynti. Muista hyödyistä, joihin kuuluvat erityisesti metsien kautta tarjottavat ekosysteemipalvelut, palkitaan harvoin tai ei koskaan. Tämän on muututtava. Metsänomistajille ja metsien hoitajille tarvitaan houkuttimia ja taloudellisia kannustimia, jotta metsien suojelun ja ennallistamisen kautta voidaan tarjota puun ja muiden materiaalien ja tuotteiden lisäksi myös ekosysteemipalveluja ja parantaa metsien selviytymis- ja sopeutumiskykyä omaksumalla ilmaston ja biodiversiteetin kannalta parhaat metsänhoitokäytännöt.” (EK 2021a, s. 17)

Kannustinpalkkiota voitaisiin soveltaa myös **tulosperusteisiin maksujärjestelmiin**, kuten hiiliviljelyjärjestelmiin. Hiiliviljelyjärjestelmillä tarkoitetaan suuntaviivoissa *”tukijärjestelmiä, joilla parannetaan maanhoitokäytäntöjä siten, että hiiltä sitoutuu elävään biomassaan, kuolleeseen orgaaniseen ainekseen ja maaperään sen ansiosta, että hiidioksidin talteenottoa tehostetaan ja/tai hiilen vapautumista ilmakehään vähennetään”*. Suuntaviivoissa erotetaan toisistaan yksittäiset tuet ja tukijärjestelmät, mikä viittaa siihen, että hiiliviljelyjärjestelmän soveltamisala voisi olla myös laaja.

Komission valtioneuvoston suuntaviivaluonnoksessa ei näyttäisi olevan rajausta siitä, mitkä tahot voisivat olla tuensaajia luvun 2.3 mukaisille tuille. Voimassa olevien suuntaviivojen mukaan luvun 2.3 mukaisen tuen saajia on rajattu siten, että tukea *”voidaan myöntää julkisille ja yksityisille metsän haltijoille sekä muille yksityisoikeudellisille ja julkisille elimille ja näiden yhteenliittymille. Metsän kuuluessa valtiolle tukea voidaan myöntää vain, jos kyseistä metsää käyttävä elin on yksityinen elin tai kunta”* (EK 2014). Tuensaajien joukko on siis lähtökohtaisesti laaja nykyäänkin, mutta komission uuden valtioneuvoston luonnoksen mukaan se voisi ilmeisesti olla vielä laajempi ja kattaa myös esimerkiksi erilaiset palveluntarjoajat, kun mitään rajoitteita ei enää olisi. Kestävän metsätalouden määräraikaisessa rahoituslaissa (34/2015, 4 §) samoin kuin hallituksen esityksessä uudeksi laiksi metsätalouden määräraikaisesta kannustejärjestelmästä (HE 167/2022 vp, 4 §) tuensaajiksi on kuitenkin rajattu vain yksityiset maanomistajat ja niistäkin osa vain tietyin edellytyksin. Tämä rajaus on siis tehty Suomessa kansallisesti.

Edellä mainittu luvun 2.3 mukainen tuki (ml. kannustinpalkkio) edellyttäisi, että ilmasto- tai muiden ympäristöhyötyjen tuottamisesta tehdään vapaaehtoinen hoitositoumus (*voluntary management commitment*) ja tuen vaatimukset ylittävät kansalliset paikalliset vaatimukset. Sitoumukset olisi tehtävä vähintään viideksi vuodeksi, mutta jäsenvaltiot voisivat perustelluissa tapauksissa määritellä tietyntyyppisille sitoumuksille pidemmän kestoajan. Samantyyppinen tuki on ollut mahdollista myös nykyisellä rahoituskaudella, mutta tuen yläraja on ollut 100 prosenttia aiheutuneista tulonmenetyksistä tai lisäkustannuksista. Suomi on soveltanut kohdan 2.3 mukaista tukimahdollisuutta vain ympäristötukisopimuksiin, joissa sopimuksen kestoksi on määritelty pohjoisten luonnonolojen perusteella 10 vuotta.

Toinen merkittävä muutos on se, että hoitositoumusten perusteella myönnettävä tuki voisi perustua **kokonaan tuotettujen ympäristöhyötyjen** arvoon. Käytännössä tällainen tulosperustainen maksujärjestelmä (results-based payment scheme) mahdollistaisi esimerkiksi luontoarvokaupan, jota ei ole tähän mennessä voitu toteuttaa komission valtiontukisuuntaviivojen puitteissa, vaikka luontoarvokaupasta saatiin myönteisiä kokemuksia METSO-ohjelman kokeiluvaiheessa noin 15 vuotta sitten. Vähämerkityksisenä eli ns. *de minimis* -tukena luontoarvokauppa olisi voitu toteuttaa, mutta kuten edellä on todettu, vähämerkityksistä tukea on Suomen metsätaloudessa sovellettu vain sellaisiin toimenpiteisiin, joilla kannustetaan yksityisiä metsänomistajia joko hakkuisiin tai puuntuotannon lisäämiseen (ks. Viitala ym. 2018, 2022, Lehtonen ym. 2022). Suuntaviivaluonnoksen tarjoama uusi mahdollisuus luontoarvokauppaan on tunnistettu myös maa- ja metsätalousministeriössä (MMM 2022).

Tärkeä edellytys tulosperusteisen tuen saamiselle olisi, että kyseessä ovat *markkinatomat* ympäristöhyödyt, joiden tuottamiseen maanomistaja tai muu tuensaaja ei saa korvausta mitään muuta kautta, esimerkiksi vapaaehtoisten päästökompensaatioiden kautta. Päällekkäisiä korvauksia ei siis voisi saada. Kuten kannustinpalkkiota, myös tulosperustaista tukea voitaisiin soveltaa yhteisiin tulosperustaisiin järjestelmiin, kuten hiiliviljelyjärjestelmiin.

Suuntaviivaluonnoksen mukaan tukikelpoisia olisivat myös sellaiset hoitotoimet, jotka ovat tarpeen vain kerran tai muutaman kerran metsän kiertoajan kuluessa. Tämä voisi mahdollistaa kannustinpalkkioiden ja tulosperustaisten tukien maksamisen myös esimerkiksi kulotuksen ja joidenkin muiden luonnonhoitotoimien kuten paahde-elinympäristöjen ja lehtojen hoidon perusteella. Edellytyksenä olisi vähintään viiden vuoden mutta perustelluista syistä myös tätä pidempi, esimerkiksi 10 vuoden mittainen, tai lyhyempi, esimerkiksi vuoden mittainen, hoitosopimus. Jos mallia otettaisiin nykyisestä ympäristötuesta, sopimuksen pituus voisi olla 10 vuotta eikä maanomistajalta välttämättä edellytettäisi mitään toimia. Tämä herättää kysymyksen, voitaisiinko myös ennallistamisesta, ennallistumaan jättämisestä ja kosteikkojen palauttamisesta maksaa

maanomistajalle kannustinpalkkiota tai tulosperustaista tukea, jos niistä tehtäisiin sellainen vapaaehtoinen hoitositoumus, että kyseessä olisi suuntaviivojen kohdan 2.3 mukainen tuki ”metsäalan ympäristö- ja ilmastopalveluihin ja metsien suojeluun”.

Vertailukohtaa hoitositoumuksen määräaikaan voidaan hakea Helmi-ohjelmasta ja sitä koskevasta asetuksesta, jossa edellytetään, että maanomistaja sitoutuu säilyttämään ennallistetun tai kunnostetun kohteen luonnonsuojelulain mukaisella sopimuksella kymmenen vuotta (Valtioneuvoston asetus 800/2022). Toisena verrokkina voidaan pitää kestävän metsätalouden rahoituslain perusteella tehtäviä metsäluonnon hoitoa koskevia sopimuksia, jotka tehdään maanomistajan kanssa lähtökohtaisesti niin ikään kymmeneksi vuodeksi.

Nykyisellä rahoituskaudella (2015–2023) Suomi on määritellyt metsäluonnon hoitotoimenpiteet *investoinneiksi*, joilla ”parannetaan metsien häiriönsietokykyä ja ympäristöarvoa” valtiontuen suuntaviivojen alaluvun 2.1.4 mukaisesti. Tämän seurauksena maanomistajille voidaan korvata 100 prosenttia toimenpiteiden suunnittelusta ja toteutuksista aiheutuneista kustannuksista, mikä enimmäistaso tulisi säilyttämään komission suuntaviivaluonnoksen mukaan myös uudella rahoituskaudella kyseisen alaluvun mukaisissa tuissa. Tällainen tuki ei kuitenkaan kannusta maanomistajaa luonnonhoitotoimiin, koska hänen taloudellinen asemansa ei toimenpiteen toteutuksen seurauksena muutu millään tavalla, vaikka yhteiskunta siitä hyötyy. Tämä on kenties merkittävin syy siihen, että luonnonhoitotoimenpiteitä on tehty valtion kestävän metsätalouden rahoituksella yksityismetsissä 2010-luvulla ja myös 2020-luvulla erittäin vähän, vain muutamia satoja hehtaareita vuodessa.

Hallituksen esityksen (HE 167/2022 vp) mukaan Suomi ottaisi komission valtiontukien suuntaviivaluonnoksen tarjoamia uusia mahdollisuuksia (kannustinpalkkio, tulosperustaiset tuet, hiiliviljelyjärjestelmät) käyttöön hyvin niukasti metsätalouden uudessa tukijärjestelmässä. Ainoa muutos nykyiseen olisi se, että ympäristötuen yhteydessä maanomistajalle maksettavaa korvausta voitaisiin korottaa 20 prosentilla, jos alueella on lahopuustoa vähintään 20 m³/ha ja yhteensä vähintään 10 m³. Tällaisen muutoksen merkitys ilmaston ja muiden ympäristöhyötyjen kannalta voi jäädä vähäiseksi tilanteessa, jossa ympäristötuen käytön laajentamisen suurin este on valtion niukka rahoitus. Jo nykyisin tilanne on monin paikoin se, että metsänomistajat tarjoavat laadukkaita kohteita suojeluun tai ympäristötukikohteeksi, mutta valtion rahoitus ei mahdollista omistajien toiveiden mukaista toteutusta.

Ainoa muutos hallituksen esityksessä (HE 167/2022 vp) luonnonhoidon osalta nykyiseen rahoituslakiin nähden olisi se, että metsäluonnon hoitoon voitaisiin myöntää tukea paitsi nykyisellä tavalla, toisin sanoen metsäkeskuksen valmistelemien hankehakujen kautta, myös yksityisille metsänomistajille suoraan. Perusasetelmaa tämäkään

ei muuttaisi: metsänomistaja ei edelleenkään hyötyisi luonnonhoidon toimenpiteistä taloudellisesti.

Metsätalouden tukijärjestelmää olisi mahdollista kehittää huomattavasti nykyistä monipuolisemmaksi ottamalla käyttöön laaja joukko uudentyyppisiä tulosperusteisia tukia ja kannustinpalkkioita markkinattomien ilmasto- ja muiden ympäristöhyötyjen tuottamiseksi. Tulosperusteisuus antaisi mahdollisuuksia toimien kohdentumiseen sinne, missä ne ovat kustannustehokkaimpia. Komission luonnokset valtiontukien suuntavoiksi uudelle rahoituskaudelle antavat tällaiseen muutokseen uudenlaisia mahdollisuuksia. Suomen metsätalouden, metsäluonnon ja metsäteollisuuden edun mukaista olisi tarttua näihin uusiin mahdollisuuksiin. Ensimmäisenä askeleena tähän suuntaan uuden tukijärjestelmän tulisi mahdollistaa erilaisten tulosperusteisten tukien ja kannustinpalkkioiden kokeiluhankkeet.

6.4.2 Yksityismetsien luonnonhoito Helmi-ohjelmassa

Helmi-elinympäristöohjelman (2021–2030) mukaiset toimenpiteet yksityismetsissä (niiden talousmetsissä) voidaan nähdä joiltakin osin rinnakkaisina ja joiltakin osin täydentävinä metsätalouden nykyisten ja ehdotettujen tukijärjestelmien (34/2015, HE 167/2022 vp) mukaisille metsäluonnon hoidon kannustimille. Helmi-ohjelmalla pyritään mm. parantamaan suojelualueverkoston tilaa ja kytkeytyvyyttä suojelualueilla ja talousmetsissä tehtävillä ennallistamis- ja hoitotoimilla sekä kohdentamalla toimia alueille, joilla lajien ja luontotyyppien uhanalaisuus on suurinta (VN 2021).

Ohjelman yksi keskeinen tavoite on ennallistaa 20 000 hehtaaria soita suojelualueiden ulkopuolisilla yksityismailla. Toinen mielenkiintoinen tavoite on tehdä luonnonhoitotoimia yksityismetsissä (talousmetsissä) vuosina 2026–2030 yhteensä 2 000 hehtaarilla. Tavoite vastaa metsätalouden uuden kannustejärjestelmän mukaista varsin vaatimatonta vuotuista tasoa.

Helmi-ohjelman kautta myönnettävän ennallistamis-, kunnostus- ja hoitotuen tarkoituksena on luonnonsuojelulain 5 §:n mukaisesti edistää maamme luontotyyppien ja luonnonvaraisten lajien suotuisan suojelutason turvaamista. Valtioneuvoston asetuksen (800/2022) mukaan tuki ohjattaisiin lajien elinympäristöjen ja luontotyyppien ennallistamiseen, kunnostukseen ja hoitoon puustoisissa elinympäristöissä. Toteutus poikkeaa metsätalouden rahoituslain (34/2015) ja suunnitellun uuden tukijärjestelmän (HE 167/2022 vp) mukaisesta metsäluonnon hoidon tuesta siten, että ELY-keskus vastaisi ennallistamis-, kunnostus- ja hoitotoimenpiteiden järjestämisestä sekä toteutuksen valvonnasta yksityisen maanomistajan mailla maanomistajan hakemukseen tai suostumukseen perustuen. Tuki ei vaadi maanomistajalta toimenpiteiden järjestämistä, rahoittamista ja kulujen maksatushakua jälkikäteen, vaan järjestelyvastuu on

ELY-keskuksella. Se tekee hakemukseen tai maanomistajan suostumukseen perustuen tukea koskevat päätökset ja sopimukset ja vastaa tuen toteuttamiseen liittyvistä järjestelyistä. Käytännössä ELY-keskus hankkii tukea saavalle kohteelle tarpeelliset ennallistamis-, kunnostus- tai hoitotoimenpiteet useimmiten ostopalveluna. Joissain tilanteissa kunnostuksen ja hoidon toteutuksesta ja palvelun tosiasiallisesta hankinnasta voi vastata Metsähallituksen Luontopalvelut. Tuen saaja on kohteen maanomistaja, ja tuki koostuu tavaroista ja palveluista. Tuen myöntää ELY-keskus valtion talousarvion määrärahojen puitteissa.

Helmi-ohjelman mukaisen tuen myöntämisen edellytys on, että toimenpiteeseen ei ole myönnetty muuta julkista rahoitusta. Tukea ei siten voida myöntää kohteille, joille on voimassa kestävän metsätalouden määräaikaisen rahoituslain (34/2015) 21 §:n mukainen luonnonhoitohanke tai jolla toteutetaan suunnitellun metsätalouden uuden kannustinjärjestelmän (HE 167/2022 vp) mukainen luonnonhoidon toimenpide. Kuvauksen perusteella toteutus kuitenkin vastaa yksityisissä talousmetsissä metsätalouden tukijärjestelmien mukaista metsäluonnon hoitohankkeen toteutusta sillä erolla, että hankkeen järjestämisestä vastaa metsäkeskuksen sijaan ELY-keskus. Lisäksi edellytetään, että maanomistaja sitoutuu kohteen säilyttämiseen luonnonsuojelulain mukaisella sopimuksella kymmenen vuotta.

Asetuksen (800/2022) mukainen tuki on rajattu puustoihin elinympäristöihin. Koska tällaisissa kohteissa tehdyt toimenpiteet voivat tuottaa maanomistajalle puunmyyntituloja tai ne voidaan muuten käsittää metsätaloudelliseksi toiminnaksi, kyse on lähtökohtaisesti valtiontuesta taloudelliseen toimintaan. Näin ollen kyseisen asetuksen nojalla myönnettävää tukea koskevat EU:n valtiontuen säännökset. Tukea myönnettäessä sovellettaisiin *de minimis* -asetusta.

Perinnebiotoopit ovat tärkeä osa Helmi-ohjelmaa, mutta ne on suljettu pois asetuksen soveltamisalasta, koska niiden hoitoon sovelletaan maa- ja metsätalouden ryhmäpoikkeusasetusta, yleistä ryhmäpoikkeusasetusta tai *de minimis* -asetusta vuoden 2025 loppuun asti (Valtioneuvoston asetus 953/2020) ja myös tämän jälkeen (YM 2022).

Yksityisiä metsänomistajia asetuksen (800/2022) mukaisten toimenpiteiden toteutus ei pääsääntöisesti taloudellisesti hyödytä. Tukeen ei sisälly kannustinpalkkiota eikä sitä voida maksaa tulosperusteisesti tuotettujen ympäristöhyötyjen perusteella. Sitä ei myöskään voida myöntää toimenpiteille, joista maanomistaja saa muuta kuin kotitarvehakkuuseen rinnastuvaa tuloa (5 §). Tilanne on siis käytännössä sama kuin nykyisessä kestävän metsätalouden rahoituslain (34/2015) mukaisessa metsäluonnon hoidossa ja myös metsätalouden suunnitellussa tukijärjestelmässä (HE 167/2022 vp): vain luonnonhoidon toimenpiteestä aiheutuvat lisäkustannukset korvataan. Ottaen huomioon, että asetuksen mukaiset tuet toteutetaan yleisen *de minimis* -asetuksen

perusteella, kannustinpalkkioiden tai tulosperustaisten korvausten sisällyttäminen tu-
kiin näyttäisi EU:n valtiotukisääntöjen näkökulmasta hyvinkin mahdolliselta. Tämä kui-
tenkin edellyttäisi asetuksen muuttamista.

Edellä mainitun asetuksen puitteissa tehtävien puustoisten elinympäristöjen ennallis-
tamis-, kunnostus- ja hoitotoimien mittakaava on sangen pieni. Perustelumuition mu-
kaan tukea myönnettäisiin vuosina 2022–2027 yhteensä 500 metsäkohteelle (sisäl-
täen lintuvesien puustoiset rannat) ja noin 10 000 hehtaarille soita (YM 2022). Näiden
toimenpidemäärien kustannusarvio kyseisellä ajanjaksolla on yhteensä vain kaksi mil-
joonaa euroa. Resurssien osalta kyseessä on siis hyvin pienimuotoinen luonnonhoito-
toiminta puustoisilla kohteilla samalla tavalla kuin nykyisessä kestävä metsätalouden
rahoituslaissa ja uudessa suunnitellussa metsätalouden tukijärjestelmässä vuosille
2024–2029.

6.5 Johtopäätöksiä luonnonhoidon lisäämisen mahdollisuuksista

Kyselyn vastaajissa oli selvästi kiinnostusta talousmetsien luonnonhoitoon. Kyselyn
vastausprosentti jäi matalaksi, minkä vuoksi tuloksia ei voi yleistää koskemaan kaikkia
metsänomistajia, mutta tulokset antavat kuitenkin käsityksen luonnonhoitoon liittyvistä
näkökymyksistä erilaisten metsänomistajien joukossa. Vastaajien keskuudessa oli kiin-
nostusta luonnonhoidon monipuoliseen toteuttamiseen. Esimerkiksi vesistönsuojelua
parantavia toimia aiottiin tehdä tulevaisuudessa nykyistä enemmän. Luonnonhoidon
lisäämisessä oli kuitenkin vaihtelua metsänomistajaryhmien välillä. Metsänomistuk-
sensa tavoitteista epätietoisilla sekä taloudellista turvaa korostavilla oli vähiten aiko-
muksia tehdä luonnonhoitotoimenpiteitä tulevaisuudessa. Metsässä tekevät, luontoa
korostavat sekä monitavoitteiset metsänomistajat toteuttivat todennäköisemmin moni-
puolisesti luonnonhoidon toimenpiteitä metsissään.

Monille metsänomistajille vaikuttaa olevan epäselvää eri luonnonhoitotoimien vaikut-
tavuus ja niiden tarkoitus. Tämä ilmeni esimerkiksi jätettävien säästöpuiden valitsemi-
seen liittyvissä väittämässä sekä siinä, että metsänomistajat eivät kyselyvastausten
perusteella tunnustaneet metsätalouden roolia vesistöjen rehevöitymisessä, vaikka ve-
sistönsuojelua pidetäänkin hyvin laajasti tärkeänä. Tiedon lisääminen neuvonnalla
sekä erilaisilla informaatiota tarjoavilla palveluilla on tärkeää luonnonhoidon vaikutta-
vuuden edistämässä, jotta metsänomistajat pystyvät päättämään vaikuttavien luon-
nonhoitotoimien tekemisestä. Konkreettiset ohjeet (kartat, valokuvat, hoito-ohjeet)
edistäisivät metsänomistajan kykyä tehdä päätöksiä luonnonhoidosta. Tämä parem-
man osaamisen ja ymmärryksen tarve tuli esiin myös työpajoissa.

Kyselyn perusteella rahalla on selkeä kannustava vaikutus luonnonhoidon toteuttamisessa, erityisesti niissä toimissa, joista aiheutuu tulonmenetyksiä. Tämä on tullut ilmi myös jo aiemmissa tutkimuksissa esimerkiksi ilmastonmuutoksen hillintään liittyen (Karppinen ym. 2018). Esimerkiksi säästöpuiden merkittävässä lisäämisessä puuston arvon korvaus täysimääräisesti tai yli nykyisen arvon olisi kyselyvastausten mukaan tärkeä kannustin. Yleisimmin korvausmäärä kyselyvastaajilla oli 100 prosenttia puuston arvosta. Taloudellista turvaa tavoitteenaan korostavat metsänomistajat odottaisivat nykyistä puuston arvoa suurempia korvauksia, ja 20 prosenttia heistä ei jättäisi suuria säästöpuumääriä mistään hinnasta. Toisaalta vastaajissa oli myös metsänomistajia, jotka ovat halukkaita tai kiinnostuneita jättämään merkittävästi nykyistä suurempia säästöpuuryhmiä myös puuston arvoa matalammalla korvauksella, tai jopa ilman korvausta. Näitä on erityisesti luonto- ja monitavoitteisissa metsänomistajissa.

Valtion maksaman vaihtelevan suuruisen korvauksen lisäksi puuta ostavan tahon maksama 50 prosentin korvaus puuston arvosta suurissa säästöpuukeskitymissä kiinnosti metsänomistajia. Yli 50 prosenttia vastaajista tekisi tällaisen sopimuksen mahdollisesti tai todennäköisesti. Tällaisissa korvausmalleissa on tulevaisuudessa mahdollisuuksia, mikäli yksityiseltä sektorilta esimerkiksi kompensatiomaksuina saatava rahoitus saadaan kanavoitua talousmetsien luonnonhoidon toteutukseen metsänomistajille.

Kyselyvastausten perusteella metsäammattilaiset eivät ole keskustelleet metsänomistajien kanssa luonnonhoidon teemoista, kuten esimerkiksi säästöpuista läheskään jokaisen metsäntaloustoimien suunnittelun yhteydessä. Tämä on ristiriidassa sen kanssa, että monet metsänomistajat luottavat metsäammattilaisten osaamiseen luonnonhoidon toteuttamisessa, mutta linjassa sen kyselytuloksen kanssa, että monet metsänomistajat olettavat luonnonhoidosta huolehdittavan, vaikka siitä ei erikseen keskustella toimenpiteistä sopimisen yhteydessä. Tämä siirtää vastuun luonnonhoidon toteutuksesta vahvasti metsäammattilaisille. Vaikka enemmistö vastaajista kokee, että metsäammattilaiselle voi esittää omia toiveita luonnonhoidon suhteen, on vastausten perusteella kenties oletettavissa, että monet metsänomistajat eivät oma-aloitteisesti tuo aihetta esiin, jos metsäammattilainenkaan ei niin tee. Ammattilaisten roolin tärkeys luonnonhoidon vaihtoehtojen esittelemisessä ja sopivien toimien ehdottamisessa nousi esiin myös työpajoissa. Metsäammattilaiselta odotetaan laaja-alaista neuvontaa ja metsänhoitoon liittyvien asioiden eri puolien avaamista ja toimenpiteiden vaikutuksista kertomista. Noin 20 prosenttia kyselyn vastaajista koki, että naapurimetsänomistajien kanssa tehtävä yhteistyö luonnonhoitotoimien suunnittelussa joko asiantuntijan kanssa tai Metsään.fi-palvelun kautta edistäisi monimuotoisuuden huomiointia heidän metsissään.

Epätietoisten tavoiteryhmässä suhtautuminen luonnonhoitoon ja siitä annettavaan päätöstukipalveluihin on epäilevää, mikä todennäköisesti johtuu aiheen vieraudesta.

Tässä ryhmässä, joka usein on myös metsätaloustoimissaan vähemmän aktiivinen, monipuolinen neuvonta ja asian tutuksi tekeminen voi todennäköisesti lisätä luonnonhoidon toteuttamista tai vähintään vähentää negatiivista suhtautumista aiheeseen.

Sekä metsässä tekemistä ja luontoa korostavat, että taloudellista turvaa tavoitteenaan pitävät suhtautuvat vastaajat suhtautuivat muita ryhmiä epäilevämmiin luonnonhoitoon ja siitä annettavaan neuvontaan. Voidaan olettaa, että syyt ryhmien epäilevän asenteen taustalla ovat kuitenkin erilaiset. On mahdollista, että metsässä tekemistä ja luontoa korostavat eivät täysin luota metsäammattilaisten tarjoamaan neuvontaan, koska heillä voi olla aiempia kokemuksia, että neuvonta ei sisällä heidän tavoitteilleen tärkeitä tietoja ja neuvoja (esim. Pynnönen ym. 2018). Taloudellista turvaa korostavilla taustalla voi olla epäily luonnonhoidon aiheuttamista tulonmenetyksistä.

Tässä esitettyjä tuloksia ei voida yleistää kaikkiin suomalaisiin metsänomistajiin tai koko toimijakenttään. Kyselyssä vastausprosentti jäi alhaiseksi, ja työpajoissa ei pyrittykään kattavaan edustukseen kaikkia sidosryhmiä ja toimijoita. Tulokset antavat hyvän kuvan luonnonhoitoon liittyvistä näkemyksistä ja niiden vaihtelusta, mutta niiden perusteella ei voida tehdä johtopäätöksiä eri näkemysten yleisyydestä kaikkien suomalaisten metsänomistajien keskuudessa.

Euroopan unionin uudet valtioneuvoston päätökset näyttävät avaavan uudenlaisia mahdollisuuksia maksaa metsänomistajille tuotetuista ympäristöhyödyistä vuodesta 2023 alkaen. Suomessa kannattaisi selvittää, millä tavalla näitä uusia mahdollisuuksia voitaisiin hyödyntää metsäluonnon hoidossa. Ensimmäinen askel tähän suuntaan olisi se, että soveltuvia toimenpiteitä alettaisiin kartoittaa ja testata erilaisissa kokeiluhankkeissa.

7 Yhteenveto ja johtopäätökset

7.1 Kirjallisuuskatsauksen pääkohdat

Talousmetsien luonnonhoidon empiirinen tutkimus on painottunut hyvin voimakkaasti metsikkötasolle. Yksittäisten luonnonhoidon toimien kohdalta voidaan tuntea niiden lajistovaikutukset ja hyödyt monimuotoisuudelle. Esimerkiksi tiedetään, että metsikön reunavaikutus ulottuu vähintään 25 metriin asti metsikön reunasta sisäosaan päin. Toisaalta tutkimustiedon pohjalta ei voida määrittää selviä kynnyksarvoja sille, mikä olisi monimuotoisuuden kannalta riittävä määrä kutakin luonnonhoidon toimea, jotta saavutettaisiin suurempia tavoitteita, kuten pystyttäisiin katkaisemaan tietyn lajin uhanalaistuminen. Lisäksi tiettyjen kasvupaikkojen, kuten turvemaiden, osalta tutkimustiedossa on selviä puutteita.

Maisemantason tutkimusta luonnonhoidon toimista on olemassa huomattavasti vähemmän kuin metsikkötasolla tehtyä. Kun metsikkötasolla tarkastellaan yleensä alle kymmentä hehtaaria, maisematasolla puhutaan jo sadoista ja tuhansista hehtaareista. Tarkastelumittakaavan kasvaminen luonnollisesti selittää tutkimustiedon pienempää määrää ja tuo haasteen empiiriselle tutkimukselle. Monimuotoisuuden ja lajien säilymisen kannalta ratkaisevaa on lajeille soveltuvien elinympäristöjen kytkeytyneisyys ja laatu. Eri lajiryhmät eroavat toisistaan merkittävästi vaatimuksiensa suhteen. Metsien luonnonhoidon suunnittelu maisematasolla olisi kustannustehokkain vaihtoehto.

Talousmetsien luonnonhoidon keinovalikoima on laaja ja lisää tietoa saadaan meneillään olevista tutkimushankkeista. Tutkimuksen aikajänne on pitkä, sillä vaikutukset eivät ole välittömästi havaittavia tai toteutuvia.

Toisaalta metsien luonnonhoidon hyödyt eivät rajoitu pelkästään metsiin ja niiden lajistoon, myös pienvesistöjen lajisto ja eliöstö hyötyvät niistä. Metsien monimuotoisuuden turvaaminen voi siis parhaimmillaan turvata myös vesistöjen monimuotoisuutta ja vesien tilaa. Lisäksi metsien virkistyskäytön puolelta löytyy hyväksyntää suurelle osalle metsien luonnonhoidon toimista.

Tarkasteltu luonnonhoidon ohjeistus oli kattavaa ja tuki hyvin luonnonhoidon toteuttamista. Ohjeistusta olisi mahdollista laajentaa kuvaamalla paremmin toimiin liittyviä hyötyjä, jotka metsänomistaja saa. Talousmetsien luonnonhoidossa on monia keinoja, joiden toteuttaminen on helppoa ja lähes ilmaista metsänomistajalle. Toisaalta on

myös monia toimenpiteitä, joista voi koitua merkittäviä lisäkustannuksia tai tulonmenetyksiä maanomistajalle. Leveät suojavyöhykkeet, elävät säästöpuut ja kiertoajan pidentäminen ovat näistä esimerkkejä.

7.2 Metsien paikkatietoanalyysi

Jos halutaan analysoida metsien ekologista tilaa koko Suomen tasolla, paikkatietoanalyysi on ainoa mahdollisuus. Tällaisen analyysin toteuttaminen on haastavaa, sillä paikkatietoaineistoa ei ole saatavilla monesta luonnonmonimuotoisuuden kiinteästi liittyvästä muuttujasta, kuten esimerkiksi kuolleen puun määrästä. Edelleen metsäekologinen tutkimus usein luokittelee metsät iän mukaan ja tämä muuttuja sisältää kartta-aineistoissa enemmän epävarmuutta kuin esimerkiksi puuston tilavuus.

Paikkatietoanalyysissämme maa jaettiin yhden neliökilometrin ruutuihin. Ruudut jaettiin ekologisesti arvokkaisiin laatuluokkiin käyttäen laatukriteereinä ruutujen puuston ominaisuustietoja: puuston ikäluokkien pinta-alaosuuksia ja lehtipuun tilavuusosuutta. Nämä kriteerit oli valittu noudattaen lähinnä lintulajiston elinympäristövaatimuksia. Analyysi osoitti, että Suomen alueiden, maakuntien, välillä on huomattavia eroja sekä ekologisesti arvokkaiden ruutujen kytkeytyvyyden että ekologisen laatuluokituksen suhteen. Mikäli kosteusindeksiin sidotut vesistöjen suojavyöhykkeet tai olemassa olevat suojelualueet otettiin huomioon, muuttuivat maakuntien tulokset ja keskinäiset suhteet olennaisesti. Esimerkiksi vesistöisten maakuntien kytkeytyvyys paranee huomattavasti, kun vesistöjen suojavyöhykkeet otettiin mukaan arviointiin.

Analyysi toteutettiin yhden ajanhetken eli vuoden 2019 paikkatietoaineistojen pohjalta. Vastaavan analyysin toteuttaminen esimerkiksi kymmenen vuoden päästä voisi antaa mielenkiintoista tietoa siitä, mihin metsien ekologinen tila on tänä aikana kehittynyt. Menetelmä ei sovellu tarkkaan seurantaan yllä mainittujen epävarmuuksien vuoksi, mutta aluetasolla se voisi tukea maakuntien pitkäntähtäimen metsien luonnonhoidon suunnittelua ja seurantaa.

7.3 Metsien skenaarioanalyysi

Toinen tapa tarkastella metsien luonnonhoidon vaikutuksia on skenaarioanalyysi, missä projisoidaan vaihtoehtoisia metsien kehityksiä tulevaisuuteen. Tarkasteluissa seurattiin luonnonhoidon vaikutuksia sekä metsien monimuotoisuuden sidottujen indikaattorien että talouteen hakkuutulomenetyksien ja puuntuotannosta pois siirrettyjen metsäpinta-alojen kustannuksen kautta.

Tarkasteluja tehtiin sekä luonnonhoidon toimenpide kerrallaan että toimenpiteiden yhdistelminä. Tarkasteltavia toimia olivat kiertoajan pidentäminen, säästöpuuston jättäminen sekä päätehakkuiden lopettaminen vesistöjen suojavyöhykkeillä. Lähtötilanne oli peräisin samasta paikkatietoaineistosta kuin paikkatietoanalyysikin, mutta aineiston valmistelussa oli eroja.

Kun luonnonhoidon toimia toteutetaan, laskevat metsänomistajan nettotulot. Lasku riippuu luonnonhoidon toimesta ja maakunnasta, missä toimea suoritetaan. Eli sama alueellisuus, mikä havaittiin paikkatietoanalyysissä, pätee tässäkin. Siksi analyysin pohjalta voisi olla syytä pohtia, pitäisikö eri maakunnissa suosia erilaisia luonnonhoidon toimia. Tämä olisi kustannustehokkuuden kannalta järkevää. Syynä tähän ovat erot metsien lähtötilanteissa maakuntien välillä.

7.4 Kannustejärjestelmä, kustannukset ja vaikuttavuus

Luonnon tilan ja luonnonhoidon aktiivisten sekä passiivisten toimenpiteiden vaikutusten seuranta on monimutkaista. Osa vaikutuksista näkyy nopeasti ja osa vaikutuksista on nähtävissä vasta pitkäaikaisseurannoissa. Luonnonhoidon toimia mittaavien indikaattorien tulee olla selkeästi mitattavia ja mahdollisten muutosten primäärimuuttujia indikoivia.

Luonnonhoidon seurantaa tulisi lisätä puuston eri kehitysvaiheissa ja käsittelytilanteissa. Tällä hetkellä luontolaadun seuranta painottuu uudistushakkuiden yhteyteen. Lisäksi seurannan otoskokoja tulisi suurentaa luotettavien tulosten saamiseksi (ks. Siitonen ym. 2020).

Rajallisten resurssien tilanteessa olisi myös hyvä, mikäli seurantatietoa kertyisi mahdollisimman paljon jokapäiväisen toiminnan yhteydessä. Esimerkiksi metsänkäyttöilmoitusten yhteydessä saadaan ja voidaan lisätä kustannustehokkaasti tiedon keruuta. Vastaavasti luontolaatu-arvointien lisääminen taimikoissa ja harvennuskasvillisuudessa vaatii lisää maastotyötä. Taimikot ovat kehityksessä hyvin dynaamisessa vaiheessa ja esim. sekapuustoisuuden määrä voi muuttua nopeastikin erityisesti hoitotoimenpiteiden seurauksena.

Seurantaindikaattoreita asetetaan sekä kansallisista että EU-näkökulmista ja -ohjelmista. Uusimmat ja keskeisimmät EU:n tavoitteet ovat biodiversiteetti- ja metsästrategiasta sekä ennallistamislaista tulevat tavoitteet. Varsinkin uusien EU-strategioiden

vaikutusten seuranta edellyttää aluksi runsaasti eri termien määrittelyjä. Tällaisia ovat esimerkiksi luonnonläheisemmän metsänhoidon kriteerit ja ikimetsän määritelmät.

Käytännön metsätaloustoimia toteutetaan hyvin monien tavoitteiden ristipaineessa. Monimuotoisuuden, riistan, virkistystavoitteiden, hiilensidonnan ja puuntuotannon samanaikainen yhteensovittaminen ja optimointi ei ole yksinkertaista.

Monimuotoisuuden edistämiseksi on tavoiteltu toistaiseksi pinta-alojen lisäämistä. Kohdesuunnittelussa olisi huomioitava myös monimuotoisuutta edistämisen toimien vaikuttavuus ja kustannustehokkuus. Edustavimpien kohteiden suojelun tai ennallistamisen jälkeen luonnonhoitotoimien kaksinkertaistaminen tarkoittaa kustannusten moninkertaistumista. Sama havaittiin skenaarioanalyysissä, kun tavoitetasoa nostetaan, eivät kustannukset kasva lineaarisesti vaan korkeampi taso vaatii suurempaa taloudellista panostusta.

Nykyinen luonnonhoitotoimien tukijärjestelmä ei sisällä mahdollisuuksia ansaintaan. Se korvaa syntyneitä kustannuksia ja laskennallisia menetyksiä, mutta ei palkitse esim. ympäristöhyötyjen lisäämisestä. Euroopan komission luonnokset maa- ja metsätalouseläimen valtion tukien suuntaviivoiksi voisivat mahdollistaa uudenlaiset kannustemuodot.

Mikäli kustannusten korvausten lisäksi ryhdytään maksamaan ympäristöhyötyjen korvaamisesta, on sillä merkittäviä vaikutuksia. Ympäristöhyötyjen tuottamisesta tulee myös maanomistajille vaihtoehtoinen ansaintakeino ja siten kilpaileva tai rinnakkainen vaihtoehto puunmyyntituloille.

Perinteisellä puunkäytöllä on puunmyyntitulojen lisäksi merkittäviä talousvaikutuksia jalostusketjussa. Ympäristöhyötyjen tuottamiseen perustuvassa taloudessa menetetään jalostushyödyt, mutta on varhaista sanoa, millaisia uusia arvonmuodostuksia on saatavissa.

Ympäristöhyötyjen mittaamiselle ja arvottamiselle on luotava laajalti hyväksytyt periaatteet ja mallit. Ilmasto- ja ympäristöhyötyjen mittaaminen on monimutkaista ja mm. pysyvyys on huomioitava. Näiden määrittelyssä on vielä kehitettävää ja olisi tärkeää, että ne olisivat laajasti hyväksytyjä ja niitä sovellettaisiin yhtenäisesti.

7.5 Metsänomistajien ja metsäammattilaisten näkemyksiä luonnonhoidosta

Metsänomistajien tietoisuus monimuotoisuuden merkityksestä heijastuu suoraan kiinnostukseen ottaa monimuotoisuus huomioon myös omassa metsässä. Osalla metsänomistajista on jopa valmiutta luopua taloudellisesta tuloksesta monimuotoisuuden hyväksi.

Tietoa eri käsittelyvaihtoehdoista sekä niiden ekologisista ja taloudellisista vaikutuksista halutaan yhä enemmän ja kaikkien metsien eri toimenpiteiden yhteydessä. Toivotuimmat keinot tiedonsaantiin olisivat mahdollisimman konkreettiset esimerkit mm. neuvonnan yhteydessä ja osana Metsään.fi-palvelun tietoja.

Suuri osa metsänomistajista käyttää ammattilaisten palveluita metsänsä hoitamisessa ja päätöksenteon tukena. Metsäammattilaisilla onkin suuri vastuu luonnonhoidon huomioimisessa. Monet metsänomistajat luottavat tuttuihin metsäammattilaisiin ja heidän neuvoihinsa ja toimivat niiden mukaan. Osa puolestaan haluaa lisää monipuolista tietoa päätöksentekonsa tueksi, mutta haluaa tehdä ratkaisut luonnonhoidon toteuttamisesta itse.

Metsänomistajien toiveita luonnonhoidon huomioimiseksi olisi hyvä kerätä esimerkiksi erillisellä luonnonhoitolomakkeella toimenpiteistä sovittaessa. Toiveiden tulee olla näkyvissä ja toteutua koko toimintaketjussa eli luonnonhoidon tulisi integroitua kiinteäksi osaksi esimerkiksi puukaupan tekemistä ja siitä seuraavia työvaiheita.

7.6 Johtopäätökset

- Luonnonhoidon vaikuttavuutta pitää pystyä mittaamaan ja arvioimaan. Pitää laatia mittaristo niin ekologiin, sosiaaliin kuin taloudellisiin vaikutuksiin. Tarvitaan pitkäkestoisia tutkimussarjoja.
- Luonnonhoidon suunnittelussa kannattaa huomioida toimien ekologiset vaikutukset vaihettumisvyöhykkeillä, esimerkiksi metsän ja vesistön rajapinta, ja vaateliiden lajien elinympäristöjen kytkeytyneisyys. Tällöin voidaan tehostaa luonnonhoidon vaikuttavuutta ja kokonaishyötyjä.
- Alueellisten ominaispiirteiden huomioiminen luonnonhoidon suunnittelussa tehostaisi vaikuttavuutta. Vaikuttavimmat ja kustannustehokkaimmat luonnonhoidon keinot eivät ole joka puolella maata samoja.
- Ympäristöhyötyjen tuottamiseen tulee kehittää ja kokeilla uusia taloudellisesti merkittäviä toimintamalleja. Uusiin tukimalleihin tulee tehdä vaikutusarviointi.

- Metsäammattilaiset ovat tärkeässä roolissa: metsänomistajat odottavat heiltä käytännön esimerkkien kautta tietoa luonnonhoidon toimenpiteistä ja vaikuttavuudesta metsänhoidon eri vaiheissa. Neuvojilta odotetaan laajaa luonnonhoidon osaamista ja avointa puhetta.

Liitteet

Liite 1. Uudistamiskustannukset ja ajoitus avohakkuuna suoritettun päätehakuun jälkeen, €/ha.

Kasvillisuus- vyöhyke	Vallitseva puulaji	Kasvu- paikkaluokka	Uudistamis- kustannukset		Hoitotyö +5v. uudistamisesta		Hoitotyö +10 v. uudistamisesta	Hoitotyö +15 v. uudistamisesta
			kivennäs	turve	kivennäs	turve		
Etelä, hemi ja keski	Mänty+muut	lehdot, lehtomaiset	1116	1331	332	x	424	x
Pohjois	Mänty+muut	lehdot, lehtomaiset	1116	1331	x	x	424	x
Etelä, hemi ja keski	Mänty+muut	tuoreet	1116	1279	332	x	424	x
Pohjois	Mänty+muut	tuoreet	1116	1279	332	x	424	x
Kaikki	Mänty+muut	kuivahkot	431	757	332	x	x	424
Kaikki	Mänty+muut	karummat	213	540	x	x	x	424
Kaikki	Kuusi	lehdot-tuoreet	1116	1331	332	332	424	x

Kasvillisuus- vyöhyke	Vallitseva puulaji	Kasvu- paikkaluokka	Uudistamis- kustannukset		Hoitotyö +5v. uudistamisesta		Hoitotyö +10 v. uudistamisesta	Hoitotyö +15 v. uudistamisesta
Kaikki	Kuusi	kuivahkot	431	758	332	x	x	424
Kaikki	Kuusi	karummat	213	540	x	x	x	424

Liite 2. Kantohinnat, €/m³.

Puulaji	Harvennus, alle 35-v. metsät		Harvennus, 35-v. ja vanhemmat metsät		Päätihakkuu	
	Tukki	Kuitu	Tukki	Kuitu	Tukki	Kuitu
Mänty	41.81	12.6	50.24	15.63	59.33	18.36
Kuusi	41.93	14.92	49.73	19.52	58.96	23.77
Lehti	37.12	12.07	41.66	14.28	48.95	17.88

Liite 3. Paljaan metsämaan hinta, €/ha.

Kasvupaikkaluokka	Vallitseva puulaji	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
		Kivennäismaa		Turvemaa	
Lehdot, lehtomaiset	Mänty+muut	1000	533	171	50
Tuoreet		676	75	50	50
Kuivahkot		387	50	50	50
Karut		50	50	50	50
Lehdot, lehtomaiset	Kuusi	1606	675	1131	275
Tuoreet		638	70	173	50
Kuivahkot		387	50	50	50
Karut		50	50	50	50

Liite 4. Vertailuskenaariossa indikaattoreiden arvoissa tapahtuvat muutokset maakunnittain 50 vuoden simulaation aikana, %.

Maakunta	Yli 80-v. metsän pinta-ala	Yli 100-v. metsän pinta-ala	Lehtipuun tilavuus	Keskitilavuus
Uusimaa	-0.3	1.4	0.3	3.7
Varsinais-Suomi	-6.7	1.3	-4.1	3.9
Satakunta	2.4	4.8	-5.5	0.1
Kanta-Häme	-1.6	1.3	-0.6	-0.7
Pirkanmaa	1.7	3.0	-3.7	-3.6
Päijät-Häme	-0.1	0.7	0.9	1.5
Kymenlaakso	3.6	0.4	-1.0	10
Etelä-Karjala	4.4	2.6	4.1	15
Etelä-Savo	1.9	0.5	0.7	9.0
Pohjois-Savo	5.0	3.0	9.5	13
Pohjois-Karjala	14	8.7	8.0	13
Keski-Suomi	5.0	3.9	1.0	7.0
Etelä-Pohjanmaa	2.7	5.9	-4.1	0.8
Pohjanmaa	4.8	1.5	-1.1	9.0
Keski-Pohjanmaa	11	10	8.6	6.5

Maakunta	Yli 80-v. metsän pinta- ala	Yli 100-v. metsän pinta- ala	Lehtipuun tilavuus	Keskitilavuus
Pohjois-Pohjanmaa	16	17	23	25
Kainuu	23	13	16	34
Lappi	11	15	-2.5	15
Ahvenanmaa	2.7	1.6	3.1	24

Liite 5. Metsänomistuksen tavoitteet. Faktorianalyysi, maximum likelihood -menetelmä, varimax rotaatio (alle 0,3 lataukset merkitty asteriskilla) (N=599).

	Virkistyskäyttö ja metsätyöt	Luonnon monimuotoisuus ja hiilinielu	Taloudellinen turva ja tulot
Ulkoilu omassa metsässä	0,845	*	*
Miellyttävä maisema	0,713	0,361	*
Asuin- tai vapaa-ajan ympäristö	0,653	*	*
Marjastus, sienestys tai metsästys	0,623	*	*
Mahdollisuus metsätöihin	0,569	*	*
Poltto- ja kotitarvepuiden hankinta	0,496	*	*
Yhteys kotiseutuun	0,475	*	*
Metsän monimuotoisen kasvi- ja eläinlajiston vaaliminen	*	0,875	*
Luonnonsuojelu	*	0,822	*
Metsäni sitovat hiiltä ja toimivat hiilivarastona	*	0,612	*

	Virkistyskäyttö ja metsätyöt	Luonnon monimuotoisuus ja hiilinielu	Taloudellinen turva ja tulot
Taloudellinen turva tulevaisuuden ja poikkeuksellisten tilanteiden varalle	*	*	0,900
Säännöllisten tulojen lähde tai hankintojen rahoittaminen	*	*	0,741
Metsä osana sijoitusvarallisuutta	*	*	0,627
Ominaisarvo	4,790	2,28	1,29
Selitysosuus	37%	18%	10%

Liite 6. Metsänomistajien tavoiteryhmät ja faktoripisteiden keskiarvot kussakin tavoiteryhmässä (K-keskiarvoryhmittely).

Näkemyksryhmät	Osuus vastaajista	Virkistyskäyttö ja metsätyöt	Luonnon monimuotoisuus ja hiilinielu	Taloudellinen turva ja tulot
		Faktoripisteiden keskiarvo		
Metsässä tekeminen ja luonto	27 %	0,53433	0,33943	-0,91184
Epätietoiset	16 %	-1,49107	-0,3963	-0,55655
Monitavoitteiset	33 %	0,10509	0,63701	0,63276
Taloudellinen turva ja virkistys	24 %	0,23104	-0,96912	0,52436

Liite 7. Luonnonhoitoaikomukset. Faktorianalyysi, maximum likelihood -menetelmä, varimax rotaatio (alle 0,3 lataukset merkitty asteriskilla) (N=599).

	Monipuolisia toimia	Vesiensuojelu	Sekametsä
Aikoo: Hakkuiden yhteydessä jätetään säästöpuiksi useita eri puulajeja	0,634		
Aikoo: Metsään jätetään vanhoja ja suuria puuyksilöitä	0,601		
Aikoo: Hakkuiden yhteydessä jätettävät säästöpuut keskitetään ryhmiin	0,579		
Aikoo: Rajataan hakkuun ulkopuolelle monimuotoisuudelle arvokkaita pienalueita	0,577		
Aikoo: Hakkuiden yhteydessä jätettävät säästöpuut keskitetään pieniin säästöpuumetsiköihin (esim. 0,1–0,3 ha)	0,568		
Aikoo: Hakkuiden yhteydessä jätetään yksittäisiä säästöpuita	0,525		
Aikoo: Järeitä kuolleita puita jätetään metsään	0,498		
Aikoo: Hakkuissa kierretään metsäkoneella järeät maassa olevat lahopuut	0,484		
Aikoo: Hakkuiden yhteydessä tehdään tekopötkelöitä	0,473		
Aikoo: Lampien ja järvien rannoille jätetään käsittelemättömiä suojavyöhykkeitä		0,879	
Aikoo: Pienvesien varsille jätetään käsittelemättömiä suojavyöhykkeitä		0,847	
Aikoo: Harvennushakkuissa jätetään kaikkia puulajeja, myös taloudellisesti vähäarvoisia lehtipuulajeja			0,896
Aikoo: Taimikon hoidossa jätetään kaikkia puulajeja, myös taloudellisesti vähäarvoisia lehti-puulajeja			0,781

	Monipuolisia toimia	Vesiensuojelu	Sekametsä
Ominaisarvo	5,018	1,536	1,171
Selitysosuus	39%	12%	9%

Liite 8. Metsänomistajien ryhmittely luonnonhoitoaikomusten mukaan ja faktoripisteiden keskiarvot kussakin aikomusryhmässä (K-keskiarvoryhmittely).

Aikomusryhmät	Osuus	Monipuolisia toimia, keskiarvo	Vesiensuojelu, keskiarvo	Sekametsä, keskiarvo
Faktoripisteiden keskiarvo				
Monipuolista luonnonhoitoa	45 %	0,67771	0,08425	0,44658
Ei aikomuksia	30 %	-0,35524	-0,17937	-1,25629
Sekametsätoimet	25 %	-0,80938	0,06114	0,68966

Liite 9. Metsänomistajien näkemykset luonnonhoidon neuvontapalveluista. Faktori-analyysi, maximum likelihood -menetelmä, promax-rotatio (alle 0,3 lataukset merkitty asteriskilla) (N=599).

	Ohjeita toimintatavoista	Oppimis-halu	Yhteistyö naapuritilojen kanssa	Ammattilaisiin luottaminen	Omat tiedot ja päätös
Konkreettiset ja tapauskohtaiset ohjeet luonnonhoidon toteuttamisesta eri toimenpiteiden yhteydessä	0,846				
Laskelmat luonnonhoidon eri laajuuksilla toteuttamisen kustannuksista	0,827		*	*	*
Arvio metsäni mahdollisten luonnonhoitokohteiden tulevasta kehityksestä	0,811	*	*	*	*
Metsäni mahdollisia luonnonhoitotoimia kuvailevat tekstit osana metsäsuunnitelmaa tai Metsään.fi-palvelussa	0,789	*	*	*	*
Metsäsuunnittelijan tai puunostajan ottamat valokuvat metsäni mahdollisista luonnonhoitokohteista	0,754	*	*	*	*
Metsäni luonnonhoitotoimien kohdentamisehdotuksia esittelevä kartta osana metsäsuunnitelmaa tai Metsään.fi -palvelussa	0,746	*	*	*	*
Tietokonevisualisoinnit siitä, miltä metsäni näyttää luonnonhoitotoimien toteutuksen jälkeen	0,560	*	*	*	*
Oman metsän lajiston ylläpitoon keskittyvät metsänhoito-ohjeet	0,535	*	*	*	*

	Ohjeita toimintatavoista	Oppimishalu	Yhteistyö naapuritilojen kanssa	Ammattilaisiin luottaminen	Omat tiedot ja päätös
Riistan, esimerkiksi metsäkanalintujen elinympäristöjä parantavat hoitosuositukset	0,383	*	*	*	*
Haluan saada lisää tietoa luonnonhoidosta, jotta voin soveltaa sitä omassa metsässäni	*	0,810	*	*	*
Haluan oppia ymmärtämään luonnonhoidon perusteita ja merkitystä paremmin	*	0,794	*	*	*
Haluan lisätietoa luonnonhoidon taloudellisista vaikutuksista	*	0,785	*	*	*
Haluan lisätietoa erilaisista luonnonhoidon keinojen toteutusmahdollisuuksista omassa metsässäni	*	0,641	*	*	*
Haluan, että ammattilainen kertoo luonnonhoidon mahdollisuuksista aina ennen hakkuu- tai hoitotoimenpiteistä sopimista	*	0,405	*	*	*
Mahdollisuus ehdottaa Metsään.fi-palvelussa naapuritilojen omistajille laajempien luonnonhoitokokonaisuuksien luomista	*	*	0,895	*	*
Tapaaminen naapurimetsänomistajien ja asiantuntijan kanssa tilanrajat ylittävien luonnonhoitotoimien suunnittelemiseksi	*	*	0,803	*	*
Metsäammattilaisen tulisi kertoa metsänomistajalle, mikäli naapuritilojen omistajien yhteistyöllä olisi saavutettavissa luontohyötyjä	*	0,382	0,395	*	*

	Ohjeita toimintatavoista	Oppimishalu	Yhteistyö naapuritilojen kanssa	Ammattilaisiin luottaminen	Omat tiedot ja päätös
Metsäammattilainen tietää parhaiten metsälleni sopivista luonnonhoidon toimenpiteistä	*	*	*	0,813	*
Luotan vahvasti metsäammattilaisten osaamiseen metsieni luonnonhoidossa	*	*	*	0,803	*
Oletan, että luonnonhoitoasiat otetaan riittävästi huomioon, vaikka niistä ei erikseen keskusteltaisi toimenpiteistä sovittaessa	*	*	*	0,552	*
Ammattilaisten neuvot säästävät aikaani tehdessäni metsieni luonnonhoitoon liittyviä päätöksiä	*	*	*	0,425	*
Metsäammattilaisen tulisi keskustella luonnonhoidon toimista metsänomistajan kanssa vain, jos metsänomistaja itse ottaa aiheen esille	*	*	*	*	-0,684
Luonnonhoitoon liittyvät ohjeet ja neuvot ovat minulle merkityksellisiä	*	*	*	*	-0,556
Teen metsässäni mitä näen kokemukseni mukaan parhaimmaksi, vaikka metsäammattilainen neuvoisi toisin	*	*	*	*	-0,428
Ominaisarvo	10,614	2,266	1,468	1,139	1,024
Selitysosuus	44 %	9 %	6 %	5 %	4 %

Liite 10. Metsänomistajien näkemykset luonnonhoidon neuvontapalveluista ja faktoripisteiden keskiarvot kussakin näkemysryhmässä (K-keskiarvoryhmittely) (N=537).

Näkemyksryhmät	Osuus vastaajista	Ohjeita toimintatavoista	Oppimishalu	Yhteistyö naapuritilojen kanssa	Ammattilaisiin luottaminen	Omat tiedot ja päätös
		Faktoripisteiden keskiarvo				
Epäilevä suhtautuminen	25 %	-0,42879	-0,40322	-0,42941	-0,57015	-0,45728
Ei kiinnostusta luonnonhoitoon	11 %	-1,87067	-1,81285	-1,40342	-0,34560	-1,45456
Luonnonhoito tärkeää	16 %	1,12366	1,10663	1,00939	0,81141	0,99960
Luottaa ammattilaisiin	32 %	0,13721	0,10506	-0,04249	0,57089	0,17753
Välineitä omaan päätöksentekoon	15 %	0,58978	0,61094	0,76232	-0,73793	0,42514

Lähteet

- Abrahamsson, M. & Lindbladh, M. 2006: A comparison of saproxylic beetle occurrence between man-made high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*). *For. Ecol. Manage.* 226: 230-237.
- Abrahamsson, M., Jonsell, M., Niklasson, M. & Lindbladh, M. 2009: Saproxylic beetle assemblages in artificially created high-stumps of spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula pendula/pubescens*) - does the surrounding landscape matter? *Insect. Conserv. Divers.* 2: 284-294.
- Abrahamsson, M., Lindbladh, M. & Rönnerberg, J. 2008: Influence of butt rot on beetle diversity in artificially created high-stumps of Norway spruce. *For. Ecol. Manage.* 255: 3396-3403.
- Andersson, J., Hjältén, J. & Dynesius, M. 2015: Wood-inhabiting beetles in low stumps, high stumps and logs on boreal clear-cuts: implications for dead wood management. *PLoS One* 10: e0118896.
- Angelstam, P. & Mikusiński, G. 1994: Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest — a review. *Ann. Zool. Fenn.* 31: 157-172.
- Angelstam, P. 2004: Habitat thresholds and effects of forest landscape change on the distribution and abundance of black grouse and capercaillie. *Ecological Bulletins* 51: 173-187.
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Löhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönbreuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavicius, P., Lärmanis, V., Lūkins, M., Mikusiński, G., Račinskis, E., Strazds, M. & Tryjanowski, P. 2004: Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation: a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427-453.
- Annala, M.J. Lehosmaa, K., Ahonen, S.H.K., Karttunen, K., Markkola, A.M., Puumala, I. & Mykrä, H. 2022. Effect of riparian soil moisture on bacterial, fungal and plant communities and microbial decomposition rates in boreal stream-side forests. *Forest Ecology and Management* 519, 120344, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120344>.

- Apoznanski, G., Kokurewicz, T.S., Petterson, S., Sanchez-Navarro, S., Gorska, M. & Rydell, J. 2021: Barbastelles in a production landscape: where do they roost? *Acta Chiropt.* 23: 225-232.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 2004: Selective felling as a potential tool for maintaining biodiversity in managed forests. *Biodiv. Cons.* 13: 1123-1133.
- Aune, K., Jonsson, B.G. & Moen, J. 2005: Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biological Conservation* 124: 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.015>
- Baders, E., Jansons, A., Matisons, R., Elferts, D. & Desaine, I. 2018: Landscape diversity for reduced risk of insect damage: a case study of Spruce Bud Scale in Latvia. *Forests* 9: 545.
- Barbaro, L., Allan, E., Ampoorter, E., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., De Wandeler, H., Kerbiriou, C., Milligan, H.T., Vialatte, A., Carnol, M., Deconchat, M., De Smedt, P., Jactel, H., Koricheva, J., Le Viol, I., Muys, B., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K. & van der Plas, F. 2019: Biotic predictors complement models of bat and bird responses to climate and tree diversity in European forests. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 286: 20182193.
- Basile, M., Mikusinski, G. & Storch, I. 2019: Bird guilds show different responses to tree retention levels: a meta-analysis. *Global Ecology and Conservation* 18: e00615.
- Berglund, H., Jönsson, M.T., Penttilä, R. & Vanha-Majamaa, I. 2011: The effects of burning and dead-wood creation on the diversity of pioneer wood-inhabiting fungi in managed boreal spruce forests. *For. Ecol. Manag.* 261: 1293-1305.
- Bergsten, A., Bodin, O. & Ecke, F. 2013: Protected areas in a landscape dominated by logging - a connectivity analysis that integrates varying protection levels with competition-colonization tradeoffs. *Biol. Conserv.* 160: 279-288.
- Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Fölster, J., Laudon, H., Seibert, J. & Temnerud, J. 2008: Aqua Incognita: the unknown headwaters. *Hydrol. Process.* 22, 1239–1242.
- Björklund, H., Parkkinen, A., Hakkari, T., Heikkinen, R.K., Virkkala, R. & Lensu, A. 2020: Predicting valuable forest habitats using an indicator species for biodiversity. *Biol. Conserv.* 249: 108682.

- Brodie, L.C. & Harrington, C.A. 2020: Guide to variable-density thinning using skips and gaps. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-989. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 37 s.
- Brotons, L., Mönkkönen, M., & Martin, J.L. 2003: Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. *Am. Nat.* 162(3): 343-357.
- Cavard, X., Macdonald, S.E., Bergeron, Y. & Chen, H.Y.H. 2011: Importance of mixedwoods for biodiversity conservation: evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environ. Rev.* 19: 142-161.
- Chellaiah, D. & Kuglerová, L. 2021. Are riparian buffers surrounding forestry-impacted streams sufficient to meet key ecological objectives? A Swedish case study. *Forest Ecology and Management* 499: 119591. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119591>
- Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A.F.S. & Johannesson, H. 2001: Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biol. Conserv.* 100: 151-161.
- de Chantal, M., Lilja-Rothsten, S., Peterson, C., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. 2009: Tree regeneration before and after restoration treatments in managed boreal *Picea abies* stands. *Appl. Veg. Sci.* 12: 131-143.
- DeBano, L.F., Neary, D.G. & Ffolliott, P.F. 1998: Fire's effects on ecosystems. John Wiley & Sons, Inc. 352 s.
- de Wit, H., Valinia, S., Weyhenmeyer, G.A., Futter, M.N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D.O., Räike, A., Laudon, H. & Vuorenmaa, J. 2016: Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science and Technology* 3: 430–435.
- del Alba, C.E., Hjältén, J. & Sjögren, J. 2021: Restoration strategies in boreal forests: differing field and ground layer response to ecological restoration by burning and gap cutting. *For. Ecol. Manage.* 494: 119357.
- Djupström, L.B., Weslien, J. & Schroeder, L.M. 2008: Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *For. Ecol. Manage.* 255: 3340-3350.

Djupström, L.B., Weslien, J., ten Hoopen, J. & Schroeder, L.M. 2012: Restoration of habitats for a threatened saproxylic beetle species in a boreal landscape by retaining dead wood on clear-cuts. *Biol. Conserv.* 155: 44-49.

Duan, S.W., Delaney-Newcomb, K., Kaushal, S.S., Findlay, S.E.G. & Belt, K.T. 2014: Potential effects of leaf litter on water quality in urban watersheds. *Biogeochemistry* 121: 61–80.

Edenius, L., Brodin, T., & White, N. 2004: Occurrence of Siberian jay *Perisoreus infaustus* in relation to amount of old forest at landscape and home range scales. *Ecol. Bull.* 51: 241-247.

Ekvall, H., Bostedt, G. & Jonsson, M. 2013: Least-cost allocation of measures to increase the amount of coarse woody debris in forest estates. *J. For. Econ.* 19: 267-285.

Elo, M., Halme, P., Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2019: Species richness of polypores can be increased by supplementing dead wood resource into a boreal forest landscape. *J. Appl. Ecol.* 56: 1267–1277.

Eloranta, A.J. & Eloranta, A.P. 2016. Rumpurakenteiden ympäristöongelmat, niiden ehkäisy ja korjaaminen: keskisuomalainen pilottitutkimus. Keski-Suomen ELY-keskus, Jyväskylä. 198 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-314-262-6>

Enoksson, B., Angelstam, P. & Larsson, K. 1995: Deciduous forest and birds - the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape. *Landsc. Ecol.* 10: 267-275.

Eriksson, A.M., Olsson, J., Jonsson, B.G., Toivanen, S. & Edman, M. 2013: Effects of restoration fire on dead wood heterogeneity and availability in three *Pinus sylvestris* forests in Sweden. *Silva Fenn.* 47: 954.

Esseen, P.-A. 2006: Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmentosa* in natural ecotones. *Journal of Vegetation Science* 17: 185-194.

EK (Euroopan komissio). 2014. Euroopan unionin suuntaviivat maa- ja metsätalouseläin ja maaseutualueiden valtiontuesta vuosina 2014–2020. EUVL (2014/C 204/01). 1.7.2014.

EK (Euroopan komissio). 2020. Komission tiedonanto: Vuoteen 2030 ulottuva EU:n biodiversiteettistrategia. Luonto takaisin elämäämme. COM(2020) 380 final. 20.5.2020. Bryssel.

EK (Euroopan komissio). 2021a. Komission tiedonanto: Uusi EU:n metsästrategia 2020. COM(2021) 572 final. 16.7.2022. Bryssel.

EK (Euroopan komissio). 2021b. Komission tiedonanto: Kestävä hiilen kierto. COM(2021) 800 final. 15.12.2021.

EK (Euroopan komissio). 2022a. Guidelines for State aid in the agricultural and forestry sectors and in rural areas. Draft 10.1.2022.

EK (Euroopan komissio). 2022b. Komission tiedonanto: Vuoden 2022 suuntaviivat ilmastotoimiin, ympäristönsuojeluun ja energia-alalle myönnettävälle valtiontuelle. 2022/C 80/01. 18.2.2022.

Felton, A., Hedwall, P. O., Trubins, R., Lagerstedt, J., Felton, A., & Lindblad, M. 2021: From mixtures to monocultures: Bird assemblage responses along a production forest coniferbroadleaf gradient. *For. Ecol. Manage.* 494: 119299.

Felton, A., Lindblad, M., Brunet, J. & Fritz, Ö. 2010: Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: an assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *For. Ecol. Manage.* 260: 939-947.

Felton, A., Nilsson, U., Sonesson, J., Felton, A.M., Roberge, J.-M., Ranius, T., Ahlström, M., Bergh, J., Björkman, C., Boberg, J., Drössler, L., Fahlvik, N., Gong, P., Holmström, E., Keskitalo, E.C.H., Klapwijk, M.J., Laudon, H., Lundmark, T., Niklasson, M., Nordin, A., Pettersson, M., Stenlid, J., Sténs, A. & Wallertz, K. 2016: Replacing monocultures with mixed-species stands: ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden. *Ambio* 45: 124–139.

Felton, A., Sonesson, J., Nilsson, U., Lämås, T., Lundmark, T., Nordin, A., Ranius, T. & Roberge, J.-M. 2017: Varying rotation lengths in northern production forests: implications for habitats provided by retention and production trees. *Ambio* 46: 324-334.

Finn, D.S., Bonada, N., Múrria, C., Hughes, J.M., 2011. Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. *J. North Am. Benthol. Soc.* 30, 963–980.

Flensted, K.K., Bruun, H.H., Ejrnaes, R., Eskildsen, A., Thomsen, P.F. & Heilmann-Clausen, J. 2016: Red-listed species and forest continuity - A multi-taxon approach to conservation in temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 378: 144-159.

Fossestol, K.O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2009: Saproxylic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges. *Scand. J. For. Res.* 24: 403-416.

Futter, M.N., Ring, E., Högbom, L., Entenmann, S. & Bishop, K.H. 2010: Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environ Pollut.* 158:3552–3559.

Gibb, H., Pettersson, R.B., Hjältén, J., Hilszczanski, J., Ball, J.P., Johansson, T., Atlegrim, O. & Danell, K. 2006: Conservation-oriented forestry and early successional saproxylic beetles: responses of functional groups to manipulated dead wood substrates. *Biol. Conserv.* 129: 437-450.

Gjerde, I., Grytnes, J.A., Heegaard, E., Saetersdal, M. & Tingstad, L. 2018: Red List updates and the robustness of sites selected for conservation of red-listed species. *Glob. Ecol. Conserv.* 16: e00454.

Gjerde, I., Rolstad, J., & Rinden, H. 1992: The White-backed woodpecker (*Denrocopos leucotos*) in south-eastern Norway: effects of changes in agricultural and silvicultural practice on breeding habitat and population size. Research paper of Skogforsk.

Gjerde, I., Saetersdal, M. & Nilsen, T. 2005: Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. *Biodivers. Conserv.* 14: 377-393.

Granath, G., Kouki, J., Johnson, S., Heikkala, O., Rodríguez, A. & Strengbom, J. 2018: Trade-offs in berry production and biodiversity under prescribed burning and retention regimes in boreal forests. *J. Appl. Ecol.* 55: 1658-1667.

Groom, J.D., Johnson, S.L., Seeds, J.D. & Ice, G.G. 2017: Evaluating links between forest harvest and stream temperature threshold exceedances: the value of spatial and temporal data. *Journal of the American Water Resources Association* 53: 761-773.

Gundersen, P., Schmidt, I.K. & Raulund-Rasmussen, K. 2006: Leaching of nitrate from temperate forests - effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews* 14, 1–57.

Gurarie, E., Suutarinen, J., Kojola, I. & Ovaskainen, O. 2011: Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. *Oecologia* 165: 891-903.

Gustafsson, L., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Persson, A. & Weslien, J.O. 2004a: High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. *Basic Appl. Ecol.* 5: 123-129.

Gustafsson, L., De Jong, J. & Norén, M. 1999: Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. *Biodivers. Conserv.* 8: 1101-1114.

Gustafsson, L., Hylander, K. & Jacobson, C. 2004b: Uncommon bryophytes in Swedish forests - key habitats and production forests compared. *For. Ecol. Manage.* 194: 11-22.

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.

Haakana, H., Huhta, E., Hirvelä, H. & Packalen, T. 2020: Trade-offs between wood production and forest grouse habitats in two regions with distinctive landscapes. *Forest Ecosystems* 7: 21.

Haapakoski, J., Hotanen, J.-P., Miina, J., Korpela, L. & Mäkipää, R. 2021: Eirakenteishakkuiden vaikutus aluskasvillisuuden rakenteeseen metsäojitetuissa korvissa. *Suo - Mires and Peat* 72: 1-27.

Haara, A., Matala, J., Melin, M., Miettinen, J., Korhonen, K.T., Packalen, T. & Varjo, J. 2021: Economic effects of grouse-friendly forest management. *Silva Fennica* 55: 10468.

Hagvar, S., Nygaard, P. & Baekken, B.T. 2004: Retention of forest strips for bird-life adjacent to water and bogs in Norway: Effect of different widths and habitat variables. *Scand. J. for. Res.* 19: 452-465.

Hallinger, M., Kärvelo, S. & Ranius, T. 2018: Does it pay to concentrate conservation efforts for dead-wood dependent insects close to existing reserves: a test on conservation planning in Sweden. *Insect Conservation and Diversity* 11: 317-329.

Hanski, I. 1998: Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.

Hartikainen, H. 2008: Metsälain (1093/1996) 10§:n määrittelemien lehtojen merkitys putkilokasvilajiston monimuotoisuuden säilymiselle. Pro gradu, Jyväskylän yliopisto. 40 s.

Hauru, K., Koskinen, S., Kotze, D.J. & Lehvävirta, S. 2014: The effects of decaying logs on the aesthetic experience and acceptability of urban forests – implications for forest management. *Lands. Urban Plann.* 123: 114-123.

Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004: Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiv. Cons.* 13: 1541-1554.

Hautala, H., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2011: Effects of retention felling on epiphytic species in boreal spruce forests in southern Finland. *Rest. Ecol.* 19: 418-429.

HE 167/2022 vp. Hallituksen esitys eduskunnalle laeiksi metsätalouden määräaikaisesta kannustejärjestelmästä ja kestävä metsätalouden määräaikaisen rahoituslain 29 a ja 48 §:n muuttamisesta.

Hedenås, H. & Ericson, L. 2003: Response of epiphytic lichens on *Populus tremula* in a selective cutting experiment. *Ecol. Appl.* 13: 1124-1134.

Hedenås, H. & Ericson, L. 2008: Species occurrences at stand level cannot be understood without considering the landscape context: cyanolichens on aspen in boreal Sweden. *Biol. Conserv.* 141: 710-718.

Hedgren, P.O. 2007: Early arriving saproxylic beetles (Coleoptera) and parasitoids (Hymenoptera) in low and high stumps of Norway spruce. *For. Ecol. Manage.* 241: 155-161.

Heikkala, O., Martikainen, P. & Kouki, J. 2016a: Decadal effects of emulating natural disturbances in forest management on saproxylic beetle assemblages. *Biol. Conserv.* 194: 39-47.

Heikkala, O., Seibold, S., Koivula, M., Martikainen, P., Thorn, S., Müller, J. & Kouki, J. 2016b: Retention forestry and prescribed burning result in functionally different saproxylic beetle assemblages than clear-cutting. *Forest Ecology and Management* 359: 51–58.

Heikkala, O., Martikainen, P. & Kouki, J. 2017: Prescribed burning is an effective and quick method to conserve rare pyrophilous forest-dwelling flat bugs. *Insect Conserv. Div.* 10: 32-41.

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.

Heinonen, M. (toim.) 2007: State of the parks in Finland. Finnish protected areas and their management 2000 to 2005. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 170. 313 p.

Heinrichs, S., Ammer, C., Mund, M., Boch, S., Budde, S., Fischer, M., Müller, J., Schöning, I., Schulze, E.-D., Schmidt, W., Weckesser, M. & Schall, P. 2019: Landscape-scale mixtures of tree species are more effective than stand-scale mixtures for biodiversity of vascular plants, bryophytes and lichens. *Forests* 10: 73.

Heiskanen, M., Bergström, I., Kosenius, A.-K., Laakso, T., Lindholm, T., Mattsson, T., Mäkipää, R., Nieminen, M., Ojanen, P., Rankinen, K., Tolvanen, A., Viitala, E.-J. & Peltoniemi, M. 2020. Suometsien hoidon tuet ja niiden ilmasto-, vesistö- ja biodiversiteetti-vaikutukset: Kestävän metsätalouden määräaikaisen rahoituslain (Kemera-lain) mukaisten tukien tarkastelu. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 27/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 81 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-953-8>

Hekkala, A.-M., Kärvelä, S., Versluis, M., Weslien, J., Björkman, C., Löfroth, T. & Hjältén, J. 2021: Ecological restoration for biodiversity conservation triggers response of bark beetle pests and their natural predators. *Forestry* 94: 115-126.

Hekkala, A.-M., Päätaalo, M.-L., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. 2014a: Restoration of young forests in eastern Finland: benefits for saproxylic beetles (Coleoptera). *Restoration Ecology* 22: 151-159.

Hekkala, A.-M., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. 2014b: Dynamics of understory vegetation after restoration of natural characteristics in the boreal forests in Finland. *For. Ecol. Manag.* 330: 55-66.

- Heliölä, J., Koivula, M. & Niemelä, J. 2001: Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. *Cons. Biol.* 15: 370-377.
- Hellberg, E., Josefsson, T. & Östlund, L. 2009: The transformation of a Norway spruce dominated landscape since pre-industrial times in northern Sweden: the influence of modern forest management on forest structure. *Silva Fennica* 43, 783–797.
- Herrero, A., Heikkinen, J. & Holmala, K. 2020: Movement patterns and habitat selection during dispersal in Eurasian lynx. *Mammal Res.* 65: 523-533.
- Hjältén, J., Hägglund, R., Löfroth, T., Roberge, J.-M., Dynesius, M. & Olsson, J. 2017: Forest restoration by burning and gap cutting of voluntary set-asides yield distinct immediate effects on saproxylic beetles. *Biodiv. Conserv.* 26: 1623-1640.
- Hjältén, J., Stenbacka, F. & Andersson, J. 2010: Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting. *For. Ecol. Manage.* 260: 1149-1155.
- Hof, A. R., & Hjältén, J. 2018: Are we restoring enough? Simulating impacts of restoration efforts on the suitability of forest landscapes for a locally critically endangered umbrella species. *Restor. Ecol.* 26(4): 740-750.
- Holmström, E., Hjelm, K., Karlsson, M. & Nilsson, U. 2016: Scenario analysis of planting density and pre-commercial thinning: will the mixed forest have a chance? *Eur. J. For. Res.* 135
- Hottola, J. & Siitonen, J. 2008: Significance of woodland key habitats for polypore diversity and red-listed species in boreal forests. *Biodivers. Conserv.* 17: 2559-2577.
- Hottola, J., Ovaskainen, O. & Hanski, I. 2009: A unified measure of the number, volume and diversity of dead trees and the response of fungal communities. *J. Ecol.* 97: 1320-1328.
- Huhta, E., Helle, P., Nivala, V. & Nikula, A. 2017: The effect of human-modified landscape structure on forest grouse broods in two landscape types. *Ecosphere* 8: e01950.
- Hurme, E., Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V. & Oksanen, J. 2007: Local habitat patch pattern of the Siberian flying squirrel in a managed boreal forest landscape. *Ecography* 30: 277-287.

- Huuskonen, S., Domisch, T., Finér, L., Hantula, J., Hynynen, J., Matala, J., Miina, J., Neuvonen, S., Nevalainen, S., Niemistö, P., Nikula, A., Piri, T., Siitonen, J., Smolander, A., Tonteri, T., Uotila, K. & Viiri, H. 2021: What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest Ecology and Management* 479: 118558.
- Hynynen, J., Ahtikoski, A., Siitonen, J., Sievänen, R., and Liski, J. 2005. Applying the MOTTI simulator to analyse the effects of alternative management schedules on timber and non-timber production. In *Forest Ecology and Management*. doi:10.1016/j.foreco.2004.10.015.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) 2019: Suomen lajien uhanalaisuus 2019. Ympäristöministeriö ja Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006: Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conserv. Biol.* 20: 1711-1719.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2009: Prescribed fires and retention trees help to conserve beetle diversity in managed boreal forests despite their transient negative effects on some beetle groups. *Insect Conserv. Div.* 2: 93-105.
- Hyvärinen, E., Kouki, J., Martikainen, P. & Lappalainen, H. 2005: Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. *For. Ecol. Manag.* 212: 315-332.
- Hyvärinen, V. & Sepponen, P. 1988: Kivalon alueen paksusammalkuusikoiden puulaji ja metsäpalohistoriaa. *Folia Forestalia* 720: 1–26.
- Hägglund, R. & Hjältén, J. 2018: Substrate specific restoration promotes saproxylic beetle diversity in boreal forest set-asides. *For. Ecol. Manag.* 425: 45-58.
- Hägglund, R., Hekkala, A.-M., Hjältén, J. & Tolvanen, A. 2015: Positive effects of ecological restoration on rare and threatened flat bugs (Heteroptera: Aradidae). *J. Insect Conserv.* 19: 1089-1099.
- Häkkiä, M., Abrego, N., Ovaskainen, O. & Mönkkönen, M. 2018: Habitat quality is more important than matrix quality for bird communities in protected areas. *Ecol. Evol.* 8: 4019-4030.

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.

Hämäläinen, A., Kouki, J. & Löhmus, P. 2014: The value of retained Scots pines and their dead wood legacies for lichen diversity in clear-cut forests: the effects of retention level and prescribed burning. *For. Ecol. Manag.* 324: 89-100.

Hämäläinen, A., Kouki, J. & Löhmus, P. 2015: Potential biodiversity impacts of forest biofuel harvest: lichen assemblages on stumps and slash of Scots pine. *Can. J. For. Res.* 45: 1239-1247.

Hämäläinen, A., Strengbom, J. & Ranius, T. 2018a: Conservation value of low-productivity forests measured as the amount and diversity of dead wood and saproxylic beetles. *Ecol. Appl.* 28: 1011-1019.

Hämäläinen, A., Strengbom, J. & Ranius, T. 2020: Low-productivity boreal forests have high conservation value for lichens. *J. Appl. Ecol.* 57: 43-54.

Hämäläinen, K., Tahvanainen, T. & Junninen, K. 2018b: Characteristics of boreal and hemiboreal herb-rich forests as habitats for polypore fungi. *Silva Fenn.* 52: 10001.

Hänninen, H., Karppinen, H., Leppänen, J. 2011. Suomalainen metsänomistaja 2010. Metlan työraportteja 208. 94 s.

Hänninen, H., Leppänen, J., Ovaskainen, V., Uusivuori, J. & Viitala, E.-J. 2017. Metsätalouden uusi kannustinjärjestelmä – teoriaa, käytäntöjä ja ehdotukset. Luonnonvaraja biotalouden tutkimus 7/2017. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 91 s.
<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-355-0>

Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1995: Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea abies* swamp forests. *Journal of Vegetation Science* 6: 291–298.

Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001: Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *For. Ecol. Manage.* 146: 25-34.

Jansson, G. & Andrén, H. 2003: Habitat composition and bird diversity in managed boreal forests. *Scand. J. For. Res.* 18: 225-236.

- Jansson, G. & Angelstam, P. 1999: Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landsc. Ecol.* 14: 283-290.
- Jansson, G. & Saari, L. 1999: Suitable habitat distribution for the Long-tailed Tit (*Aegithalos caudatus*) as indicated by the frequency of occurrence - a long-term study. *Ornis Fenn.* 76: 115-122.
- Jansson, G., Angelstam, P., Åberg, J., & Swenson, J.E. 2004: Management targets for the conservation of hazel grouse in boreal landscapes. *Ecol. Bull.* 51: 259-264.
- Johansson, P. & Gustafsson, L. 2001: Red-listed and indicator lichens in woodland key habitats and production forests in Sweden. *Can. J. For. Res.* 31: 1617-1628.
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2013: Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: a review of their importance for biodiversity. *For. Ecol. Manage.* 303: 98-112.
- Johansson, V., Gustafsson, L., Andersson, P. & Hylander, K. 2020: Fewer butterflies and a different composition of bees, wasps and hoverflies on recently burned compared to unburned clear-cuts, regardless of burn severity. *For. Ecol. Manage.* 463: 118033.
- Johnson, S., Strengbom, J. & Kouki, J. 2014: Low levels of tree retention do not mitigate the effects of clearcutting on ground vegetation dynamics. *For. Ecol. Manage.* 330: 67-74.
- Jokela, J., Siitonen, J. & Koivula, M. 2019: Short-term effects of selection, gap, patch and clear cutting on the beetle fauna in boreal spruce-dominated forests. *For. Ecol. Manage.* 446: 29-37.
- Jokimäki, J. & Huhta, E. 1996: Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fenn.* 73: 97-113.
- Jones, K.L., Poole, G.C., Meyer, J.L., Bumback, W. & Kramer, E.A. 2006: Quantifying expected ecological response to natural resource legislation: a case study of riparian buffers, aquatic habitat, and trout populations. *Ecology and Society* 11(2): 15.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art15/>

- Jonsell, M., Abrahamsson, M., Widenfalk, L. & Lindbladh, M. 2019: Increasing influence of the surrounding landscape on saproxylic beetle communities over 10 years succession in dead wood. *For. Ecol. Manage.* 440: 267-284.
- Jonsell, M. & Hansson, J. 2011: Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: implications for bioenergy harvest. *Silva Fennica* 45: 1053–1064.
- Jonsell, M., Nitterus, K. & Stighäll, K. 2004: Saproxylic beetles in natural and manmade deciduous high stumps retained for conservation. *Biol. Conserv.* 118: 163-173.
- Jonsell, M., Schroeder, M. & Weslien, J. 2005: Saproxylic beetles in high stumps of spruce: Fungal flora important for determining the species composition. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 54-62.
- Jonsson, M., Burrows, R.M., Lidman, J., Faltstrom, E., Laudon, H., Sponseller, R.A., 2017. Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal headwaters through altered stream conditions. *Ambio* 46: 311–323.
- Junninen, K. & Komonen, A. 2011: Conservation ecology of boreal polypores: a review. *Biol. Conserv.* 144: 11-20.
- Junninen, K. & Kouki, J. 2006: Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scand. J. For. Res.* 21: 32-40.
- Junninen, K., Kouki, J. & Renvall, P. 2008: Restoration of natural legacies of fire in European boreal forests: an experimental approach to the effects on wood-decaying fungi. *Can. J. For. Res.* 38: 202-215.
- 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. *Biodiv. Conserv.* 16: 475-490.
- Juutinen, A., Kosenius, A.-K., Ovaskainen, V., Tolvanen, A. & Tyrväinen, L. 2017: Heterogeneous preferences for recreation-oriented management in commercial forests: the role of citizens' socioeconomic characteristics and recreational profiles. *J. Env. Plann. Manage.* 60: 399–418.
- Juutinen, A., Kurttila, M., Pohjanmies, T., Tolvanen, A., Kuhlmejd, K., Skudnike, M., Triplate, M., Westing, K. & Mäkipää, R. 2021: Forest owners' preferences for contract-

based management to enhance environmental values versus timber production. *For. Policy Econ.* 132: 102587.

Juutinen, R. & Kotiaho, J.S. 2011: Finnish Forest Act as a conservation tool in protecting boreal springs and associated bryophyte flora. *Boreal Environ. Res.* 16: 136-148.

Jönsson, M., Ranius, T., Ekvall, H. & Bostedt, G. 2010: Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species. *Scand. J. For. Res.* 25: 46-60.

Jönsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Nordén, B. & Stokland, J.N. 2006: Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biol. Conserv.* 127: 443-462.

Jönsson, M.T. & Jonsson, B.G. 2007: Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: implications for conservation and management. *For. Ecol. Manage.* 242: 363-373.

Jönsson, M.T., Fraver, S., Jonsson, B.G., Dynesius, M., Rydgård, M. & Esseen, P.-A. 2007: Eighteen years of tree mortality and structural change in an experimentally fragmented Norway spruce forest. *For. Ecol. Manage.* 242: 306-313.

Jyväsjärvi, J., Koivunen, I. & Muotka, T. 2020. Does the buffer width matter: Testing the effectiveness of forest certificates in the protection of headwater stream ecosystems. *Forest Ecology and Management* 478: 118532.

Jyväsjärvi, J., Rajakallio, M., Brüsecke, J., Huttunen, K-L., Huusko, A., Muotka, T. & Taipale, S.J. 2022: Dark matters: contrasting responses of stream biofilm to browning and loss of riparian shading. *Global Change Biology* 28: 5159-5171.

Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997: Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiv. Conserv.* 6: 1-18.

Karppinen, A. 2020: Esteellisen vesistörymmun kunnostamisopas. Esteet pois II. Metsähallitus. https://www.eraluvat.fi/media/dokumentit/esteet-pois/esteellisen-vesistorummun-kunnostamisopas_esteetpoisii.pdf

Karppinen, H., Hänninen, M. & Valsta, L. (2018) Forest owners' views on storing carbon in their forests, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33:7, 708-715, DOI: 10.1080/02827581.2018.1480800

Karppinen, H., Hänninen, H. & Horne, P. 2020. Suomalainen metsänomistaja 2020. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 30/2020. 73 s.

Kaukonen, M., Eskola, T., Herukka, I., Karppinen, H., Karvonen, L., Korhonen, I., Kuokkanen, P. & Ervola, A. (toim.) 2018: Metsähallitus Metsätalous Oy:n ympäristö-opas. 2. korjattu painos. Metsähallitus. 130 s.

Kestävän metsätalouden määräaikainen rahoituslaki 34/2015.

Keto-Tokoi, P. & Siitonen, J. 2021: Puiden asukkaat. Suomen puiden seuralaislajit. Gaudeamus Oy. 494 s.

Keto-Tokoi, P., Koivula, M., Kuuluvainen, T., Lindberg, H., Punttila, P., Shorohova, E. & Vanha-Majamaa, I. 2021: Säästöpuumetsätaloudella monimuotoisuutta talousmetsiin. *Metsätieteen aikakauskirja* 2021: 10541.

Klein, J., Thor, G., Low, M., Sjögren, J., Lindberg, E. & Eggers, S. 2020: What is good for birds is not always good for lichens: Interactions between forest structure and species richness in managed boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 473: 118327.

Koivula, M. & Vanha-Majamaa, I. 2020: Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes* 9: 11.

Koivula, M. & Vanha-Majamaa, I. 2021: Eri hakkuu- ja luonnonhoitomenetelmien vaikutukset monimuotoisuuteen Fennoskandiassa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2021-10481. <https://doi.org/10.14214/ma.10481>

Koivula, M., Louhi, P., Miettinen, J., Nieminen, M., Piirainen, S., Punttila, P. & Siitonen, J. 2022: Talousmetsien luonnonhoidon ekologisten vaikutusten synteesi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 60/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 83 s.

Koivula, M., Silvennoinen, H., Koivula, H., Tikkanen, J. & Tyrväinen, L. 2020: Continuous-cover management and attractiveness of managed scots pine forests. *Can. J. For. Res.* 50: 819–828.

- Koivula, M.J., Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Palmer, S.C.F., Bankovics, A., Bracken, F., Bolger, T., de Juana, E., Montadert, M., Neves, R., Rufino, R., Sallent, A., Lopes da Silva, L., Leitão, P.J., Steffen, M. & Watt, A.D. 2018: Breeding bird species diversity across gradients of land use from forest to agriculture in Europe. – *Ecography* 41: 1331-1344.
- Koivula, M.J., Venn, S., Hakola, P. & Niemelä, J. 2019: Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post-harvest. *For. Ecol. Manag.* 436: 27-38.
- Koljonen, S., Louhi, P., Mäki-Petäys, A., Huusko, A. & Muotka, T. 2012: Quantifying the effects of in-stream habitat structure and discharge on leaf retention: implications for stream restoration. *Freshwater Science* 31: 1121-1130.
- Komonen, A., Halme, P., Jäntti, M., Koskela, T., Kotiaho, J. & Toivanen, T. 2014b: Created substrates do not fully mimic natural substrates in restoration: the occurrence of polypores on spruce logs. *Silva Fenn.* 48: 980.
- Komonen, A., Kuntsi, S., Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2014a: Fast but ephemeral effects of ecological restoration on forest beetle community. *Biodiv. Conserv.* 23: 1485-1507.
- Komonen, A., Niemi, M.E. & Junninen, K. 2008: Lakeside riparian forests support diversity of wood fungi in managed boreal forests. *Can. J. For. Res.* 38: 2650-2659.
- Korhonen, A., Penttilä, R., Siitonen, J., Miettinen, O., Immonen, A. & Hamberg, L. 2021: Urban forests host rich polypore assemblages in a Nordic metropolitan area. *Lands. Urban Plan.* 215: 104222.
- Korhonen, A., Siitonen, J., Kotze, D.J., Immonen, A. & Hamberg, L. 2020: Stand characteristics and dead wood in urban forests: Potential biodiversity hotspots in managed boreal landscapes. *Lands. Urban Plan.* 201: 103855.
- Kotiaho, J.S., Ahlvik, L., Bäck, J., Hohti, J., Jokimäki, J., Kallio, K.P., Ketola, T., Kulmala, L., Lakka, H.-K., Lehikoinen, A., Oksanen, E., Pappila, M., Sääksjärvi, I.E. & Peura, M. 2021: Metsäluonnon turvaava suojelun kohdentaminen Suomessa. *Suomen Luontopaneelin julkaisuja: 2021/4*. doi:10.17011/jyx/SLJ/2021/4.
- Kotze, D.J., Lehvävirta, S., Koivula, M., O'Hara, R.B. & Spence, J.R. 2012: Effects of habitat edges and trampling on the distribution of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests. *J. Insect Conserv.* 16: 883–897.

- Kouki, J., Hyvärinen, E., Lappalainen, H., Martikainen, P. & Similä, M. 2012: Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Divers. Distr.* 18: 348-355.
- Kreutzweiser, D. P., Capell, S. S., & Holmes, S. B. 2009: Stream temperature responses to partial-harvest logging in riparian buffers of boreal mixedwood forest watersheds. *Can. J. For. Res.* 39: 497–506.
- Kreutzweiser, D., Muto, E., Holmes, S. & Gunn, J. 2010: Effects of upland clearcutting and riparian partial harvesting on leaf pack breakdown and aquatic invertebrates in boreal forest streams. *Freshw. Biol.* 55: 2238–2252.
- Kreutzweiser, D.P., Hazlett, P.W. & Gunn, J.M. 2008: Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: a review. *Environ Rev.* 16:157–179.
- Kuglerová, L., Jyväsjärvi, J., Ruffing, C., Muotka, T., Jonsson, A., Andersson, E., Richardson, J. S. 2020. Cutting edge: A comparison of contemporary practices of riparian buffer retention around small streams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research* 56: e2019WR026381.
- Kuglerová, L., Maher-Hasselquist, E., Sponseller, R.A., Muotka, T., Hallsby, G. & Hjalmar, L. 2021. Multiple stressors in small streams in the forestry context of Fennoscandia: The effects in time and space. *Science of the Total Environment* 756: 143521.
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R. & Laudon, H. 2014: Towards optimizing riparian buffer zones: ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334: 74–84.
- Kunttu, P., Junninen, K., Kulju, M. & Kouki, J. 2018: Major wood-decay fungal groups have distinct occurrence patterns on woody substrates. *Baltic Forestry* 24: 164-180.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P., Lindén, H. 2000: Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81: 1985-1997.
- Kuronen, M. & Rätty, M. 2021: efdm: Simulate forest resources with the European Forestry Dynamics Model. R package version 0.1.0. Saatavilla: <https://cran.r-project.org/package=efdm>.

- Kuuluvainen, T., Lindberg, H., Vanha-Majamaa, I., Keto-Tokoi, P. & Punttila, P. 2021. Alhaiset säästöpuumäärät, PEFC-metsäsertifiointi ja monimuotoisuus Suomen metsissä. Metsätieteen aikakauskirja Metsätieteen aikakauskirja 2021-10493.
<https://doi.org/10.14214/ma.10493>
- Kuusinen, M. 1994a: Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 31: 77–92.
- Kuusinen, M. 1994b: Pihlajan epifyyttijäkälät ja -sammalet. *Sorbifolia* 25: 137–160.
- Kuusinen, M. 1996a: Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist* 28: 443–463.
- Kuusinen, M. 1996b: Haavan epifyttiset jäkälät. *Sorbifolia* 27: 159–163.
- Kvasnes, M.A.J. & Storaas, T. 2007: Effects of harvesting regime on food availability and cover from predators in capercaillie (*Tetrao urogallus*) brood habitats. *Scand. J. For. Res.* 22: 241–247.
- Kärkkäinen, L. & Koljonen, S. 2021: Arvio EU:n biodiversiteettistrategian 2030 vaikutuksista Suomessa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 75/2021. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 359 s.
- Kärkkäinen, L., Ahtikoski, A., Hyvönen, T., Juutinen, A., Korhonen, K.T., Kurttila, M., Pitkänen, J., Rätty, M., & Salminen, H. 2022. Lisäsuojelun kohdentamisen ja suojelumenettelyn vaikutus suojelusta maksettavaan korvaukseen. Lisäsuojelun kohdentamisen ja suojelumenettelyn vaikutus suojelusta maksettavaan korvaukseen 6/2022. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 29 s.
- Kärkkäinen, L., Hynynen, J., Rätty, M., Horne, P., Juutinen, A., Korhonen, K.T., Koskela, T., Maidell, M., Miettinen, J., Miina, J., Määttä, K., Otsamo, A., Punttila, P., Svensberg, M. & Syrjänen, K. 2021: Kustannusvaikuttavat keinot metsäluonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2021:21. 160 s.
- Laaksonen, M., Peuhu, E., Várkonyi, G. & Siitonen, J. 2008: Effects of habitat quality and landscape structure on saproxylic species dwelling in boreal spruce-swamp forests. *Oikos* 117: 1098-1110.

Laaksonen, M., Punttila, P., Siitonen, J. & Ovaskainen, O. 2020: Saproxylic beetle assemblages in recently dead Scots pines: how traits modulate species' response to forest management? *For. Ecol. Manage.* 473: 118300.

Laita, A., Mönkkönen, M. & Kotiaho, J.S. 2010: Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biol. Conserv.* 143: 1212-1227.

Lammi, A., Kokko, A., Kuoppala, M., Aroviita, J., Ilmonen, J., Jormola, J., Karonen, M., Kotanen, J., Luotonen, H., Muotka, T., Mykrä, H., Rintanen, T., Sojakka, P., Teeriho, J., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L., Vuori, K.-M. 2018. Sisävedet ja rannat. Julk.: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 2: luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. s. 185–320.

Lande, U.S., Herfindal, I., Willebrand, T., Moa, P.F. & Storaas, T. 2014: Landscape characteristics explain large-scale variation in demographic traits in forest grouse. *Landsc. Ecol.* 29: 127-139.

Larjavaara, M. 2005: Climate and forest fires in Finland - influence of lightning-caused ignitions and fuel moisture. *Dissertationes Forestales* 5: 1–35.

Larsson Ekström, A., Bergmark, P. & Hekkala, A.-M. 2021: Can multifunctional forest landscapes sustain a high diversity of saproxylic beetles? *For. Ecol. Manage.* 490: 119107.

Ledesma, J.L.J., Futter, M.N., Blackburn, M., Lidman, F., Grabs, T., Sponseller, R.A., Laudon, H., Bishop, K.H. & Köhler, S.J. 2018: Towards an improved conceptualization of riparian zones in boreal forest headwaters. *Ecosystems* 21: 297–315.

Lehtonen, H., Assmuth, A., Koikkalainen, K., Miettinen, A., Mutanen, A., Mäkipää, R., Nieminen, M., Rämö, J., Wall, A., Wejberg, H. & Viitala, E.-J. 2022. Tehokkaat ohjauskeinot maa- ja metsätalouden ilmastovaikutusten edistämiseksi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 76/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 83 s.

Lehvävirta, S., Rita, H. & Koivula, M. 2004: Barriers against wind affect the spatial distribution of tree saplings in urban woodlands. *Urban For. Urban Green.* 3: 3-17.

Lidman, J., Jonsson, M., Burrows, R.M., Bundschuh, M. & Sponseller, R.A. 2017a: Composition of riparian litter input regulates organic matter decomposition: implications for headwater stream functioning in a managed forest landscape. *Ecology and Evolution* 7: 1068–1077.

Lidman, F., Boily, Å., Laudon, H., Köhler, S.J., 2017b. From soil water to surface water – how the riparian zone controls element transport from a boreal forest to a stream. *Biogeosciences* 14, 3001–3014.

Liljaniemi, P., Vuori, K.-M., Ilyashuk, B. & Luotonen, H. 2002: Habitat characteristics and macroinvertebrate assemblages in boreal forest streams: relations to catchment silvicultural activities. *Hydrobiologia* 474: 239–251.

Lindberg, H., Punttila, P. & Vanha-Majamaa, I. 2020: The challenge of combining variable retention and prescribed burning in Finland. *Ecol. Process.* 9: 4.

Lindbladh, M. & Abrahamsson, M. 2008: Beetle diversity in high-stumps from Norway spruce thinnings. *Scand. J. For. Res.* 23: 339-347.

Lindbladh, M., Abrahamsson, M., Seedre, M. & Jonsell, M. 2007: Saproxylic beetles in artificially created high-stumps of spruce and birch within and outside hotspot areas. *Biodivers. Conserv.* 16: 3213-3226.

Lindbladh, M., Felton, A., Trubins, R. & Sallnäs, O. 2011: A landscape and policy perspective on forest conversion: Long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) and the allocation of deciduous forests in southern Sweden. *Eur. J. For. Res.* 130: 861-869.

Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 2004: Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *For. Ecol. Manage.* 203: 1-20.

Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. 2005: Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodivers. Conserv.* 14: 3033-3053.

Lindhe, A., Åsenblad, N. & Toresson, H.-G. 2004: Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak - nine years of saproxylic fungi succession. *Biol. Conserv.* 119: 443-454.

Löhmus, A. & Remm, L. 2017: Disentangling the effects of seminatural forestry on an ecosystem good: bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in Estonia. *For. Ecol. Manage.* 404 (S1): 75-83.

Lundgren Lodetti, M. 2019: Log-diversity and abundance of dead wood dependent bracket fungi and bryophytes, a comparison between spruce woodland key habitats and adjacent production forests in Östergötland, Sweden. *Pro gradu, Linköpingin yliopisto.* 22 s. + liitteet.

- Lundström, J., Öhman, K. & Laudon, H. 2018. Comparing buffer zone alternatives in forest planning using a decision support system, *Scand. J. For. Res.* 33: 493-501.
- Maher-Hasselquist, M., Kuglerova, L., Sjögren, J., Hjältén, J., Ring, E., Sponseller, R.A., Andersson, E., Lundström, J., Mancheva, I., Nordin, A. & Laudon, H. 2021: Moving towards multi-layered, mixed-species forests in riparian buffers will enhance their long-term function in boreal landscapes. *For. Ecol. Manage.* 493: 119254.
- Mallik, A.U., Kreuzweiser, D.P. & Spalvieri, C.M. 2014: Forest regeneration in gaps seven years after partial harvesting in riparian buffers of boreal mixedwood streams. *For. Ecol. Manage.* 312: 117–128.
- Martikainen, P. 2001: Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205-218.
- Martikainen, P., Kouki, J. & Heikkala, O. 2006: The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. *Ecography* 29: 659-670.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000: Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biol. Conserv.* 94: 199-209.
- Matala, J., Nikula, A., Pellikka, J., Aikio, S., Forsman, J., Henttonen, H., Holmala, K., Huitu, O., Jauni, M., Kojola, I., Melin, M., Paasivaara, A. & Pusenius, J. 2021: Hirvieläinten vaikutuksia yhteiskuntaan, elinkeinoihin ja ekosysteemiin. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 38/2021: 1–142.
- Matveinen-Huju, K., Koivula, M., Niemelä, J. & Rauha, A.M. 2009: Short-term effects of retention felling at mire sites on boreal spiders and carabid beetles. *For. Ecol. Manage.* 258: 2388-2398.
- Matveinen-Huju, K., Niemelä, J., Rita, H. & O'Hara, R.B. 2006: Retention-tree groups in clear-cuts: do they constitute 'life-boats' for spiders and carabids? *For. Ecol. Manage.* 230: 119-135.
- McGeoch, M., Schroeder, M., Ekbohm, B. & Larsson, S. 2007: Saproxylic beetle diversity in a managed boreal forest: importance of stand characteristics and forestry conservation measures. *Div. Distr.* 13: 418-429.

- Melin, M., Mehtätalo, L., Miettinen, J., Tossavainen, S. & Packalen, P. 2016: Forest structure as a determinant of grouse brood occurrence - an analysis linking LiDAR data with presence/absence field data. *For. Ecol. Manage.* 380: 202-211.
- Metsä-ELO 2018: Tuli Suomen metsissä -teemakokous. Julkaisussa Lindberg, H., Saaristo, L. & Nieminen, A. (toim.), Tuli takaisin metsiin. Tapion raportteja 30: 19–25.
- Metsänomistaja: Ympäristönhoito. 1994. Metsäteho, Metsähallitus, Yhtyneet Paperitehtaat Oy ja Metsäkeskus Tapio. Helsinki. ISBN 951-673-129-5.
- Metsäkeskus 2022: Talousmetsien luonnonhoito. <https://www.metsakeskus.fi/fi/metsan-kaytto-ja-omistus/metsanhoito-ja-hakkuut/talousmetsien-luonnonhoito>, Viitattu 22.3.2022
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2008: Large-scale landscape composition and capercaillie (*Tetrao urogallus*) density in Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 45: 161-173.
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. 2010: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) Habitat Characteristics in North-Boreal Finland. *Silva Fenn.* 44: 235-254.
- Miina, J., Hotanen, J.-P. & Salo, K. 2009: Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in Finnish mineral soil forests. *Silva Fenn.* 43: 577–593.
- MMM 2022. Maa- ja metsätalouden sekä maaseutualueiden valtiontukisääntöjen uudistaminen. Perusmuistio. MMM2022-00095. Maa- ja metsätalousministeriö.
- Moen, J., & Jonsson, B. G. 2003: Edge effects on liverworts and lichens in forest patches in a mosaic of boreal forest and wetland. *Cons. Biol.* 17: 380-388.
- Moilanen, E. & Luhta, P.L. 2018: TAIMEN - eli Esteet Pois! -hanke. Loppuraportti. Metsähallitus. 28 s. <https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Muut/esteetpois-loppuraportti.pdf>
- Moore, R.D., Spittlehouse, D.L., Story, A., Fritz, K.M., Schofield, K.A., Alexander, L.C., McManus, M.G., Golden, H.E., Lane, C.R., Kepner, W.G., LeDuc, S.D., DeMeester, J.E. & Pollard, A.I. 2018: Physical and chemical connectivity of streams and riparian wetlands to downstream waters: a synthesis. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 41: 813–834.

Mykrä, H., Annala, M., Hilli, A., Hotanen, J.-P., Hokajärvi, R., Jokikokko, P., Karttunen, K., Kesälä, M., Kuoppala, M., Leinonen, A., Marttila, H., Meriö, L.-J., Piirainen, S., Porvari, P., Salmivaara, A. & Vaso, A. 2023. GIS-based planning of buffer zones for protection of boreal streams and their riparian forests. *Forest Ecology and Management* 528, 120639, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120639>.

Mäenpää, H., Peura, M., Halme, P., Siitonen, J., Mönkkönen, M. & Oldén, A. 2020: Windthrow in streamside key habitats: Effects of buffer strip width and selective logging. *For. Ecol. Manage.* 475: 118405.

Mönkkönen, M., Reunanen, P., Kotiaho, J. S., Juutinen, A., Tikkanen, O.-P. & Kouki, J. 2011: Cost-effective strategies to conserve boreal forest biodiversity and long-term landscape-level maintenance of habitats. *European Journal of Forest Research* 130: 717–727.

Nieminen, M., Sarkkola, S., Sallantausta, T., Maher-Hasselquist, E. & Laudon, H. 2021. Peatland drainage - a missing link behind increasing TOC concentrations in waters from high latitude forest catchments? *Science of the Total Environment* 774: 145150.

Nordén, J., Åström, J., Josefsson, T., Blumentrath, S., Ovaskainen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Norden, B. 2018: At which spatial and temporal scales can fungi indicate habitat connectivity? *Ecol. Indic.* 91: 138-148.

Oldén, A., Peura, M., Saine, S., Kotiaho, J.S. & Halme, P. 2019a: The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. *For. Ecol. Manage.* 453: 117623.

Oldén, A., Selonen, V.A.O., Lehtonen, E. & Kotiaho, J.S. 2019b: The effect of buffer strip width and selective logging on streamside plant communities. *BMC Ecology* 19 (1): 9.

Orlikowska, E. H., Svensson, J., Roberge, J. M., Blicharska, M., & Mikusiński, G. 2020: Hit or miss? Evaluating the effectiveness of Natura 2000 for conservation of forest bird habitat in Sweden. *Glob. Ecol. Conserv.* 22: e00939.

Packalen, T., Sallnäs, O., Sirkiä, S., Korhonen, K.T., Salminen, O., Vidal, C., Robert, N., Colin, A., Belouard, T., Schadauer, K., Berger, A., Rego, F.C., Louro, G., Camia, A., Rätty, M. & San-Miguel-Ayanz, J. 2014: The European Forestry Dynamics Model: concept, design and results of first case studies. EUR - Scientific and Technical Research Reports. Publications Office of the European Union, EUR 27004.

- Pakkala, T., Tiainen, J., Piha, M. & Kouki, J. 2018: Nest tree characteristics of the old-growth specialist Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. *Ornis Fenn.* 95: 89-102.
- Pasanen, H., Juutilainen, K. & Siitonen, J. 2019: Responses of polypore fungi following disturbance-emulating harvesting treatments and deadwood creation in boreal Norway spruce dominated forests. *Scand. J. For. Res.* 34: 557-568.
- Pasanen, H., Rehu, V., Junninen, K. & Kouki, J. 2015: Prescribed burning of canopy gaps facilitates tree seedling establishment in restoration of pine-dominated boreal forests. *Can. J. For. Res.* 45: 1225-1231.
- Penttilä, R., Junninen, K., Punttila, P. & Siitonen, J. 2013: Effects of forest restoration by fire on polypores depend strongly on time since disturbance – a case study from Finland based on a 23-year monitoring period. *For. Ecol. Manage.* 310: 508-516.
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H., & Hanski, I. 2006: Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. *Oikos* 114: 225-240.
- Penttilä, R., Siitonen, J., & Kuusinen, M. 2004: Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271-283.
- Perhans, K., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Söderström, B. & Gustafsson, L. 2009: Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. *Biol. Conserv.* 142: 1125-1133.
- Perhans, K., Gustafsson, L., Jonsson, F., Nordin, U. & Weibull, H. 2007: Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *For. Ecol. Manage.* 242: 374-390.
- Peura, M., Bäck, J., Jokimäki, J., Kallio, K. P., Ketola, T., Laine, I., Lakka, H.-K., Lehtikoinen, A., Nieminen, T.M., Nieminen, M., Oksanen, E., Repo, A., Pappila, M. & Kotiaho, J.S. 2021: Jatkovapeitteisen metsänkäsittelyn vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen, vesistöihin, ilmastoon, virkistyskäyttöön ja metsätuhooriskeihin. Suomen Luontopaneelin julkaisuja 1B/2022.
- Peura, M., Oldén, A., Elo, M., Kotiaho, J.S., Mönkkönen, M. & Halme, P. 2020: The effect of buffer strip width and selective logging on streamside polypore communities. *Can. J. For. Res.* 50: 717-725.

- Pitkänen, A., Huttunen, P., Tolonen, K. & Jungner, H. 2003: Long-term fire frequency in the spruce-dominated forests of the Ulvinsalo strict nature reserve, Finland. *Forest Ecology and Management* 176: 305–319.
- Pitkänen, A., Turunen, J. & Tolonen, K. 1999: The role of fire in the carbon dynamics of a mire, eastern Finland. *Holocene* 9: 453–462.
- Pyky, R., Neuvonen, M., Kangas, K., Ojala, A., Lanki, T., Borodulin, K. & Tyrväinen, L. 2019: Individual and environmental factors associated with green exercise in urban and suburban areas. *Health & Place* 55: 20–28.
- Pykälä, J. 2004: Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conserv. Biol.* 18: 831-838.
- Pykälä, J. 2007: Implementation of Forest Act habitats in Finland: does it protect the right habitats for threatened species? *For. Ecol. Manage.* 242: 281-287.
- Pykälä, J. 2019: Avainbiotooppien merkitys epifyyttijäkälille. *Metsätieteen aikakauskirja* 2019/10170: 1–21.
- Pykälä, J., Heikkinen, R.K., Toivonen, H. & Jääskeläinen, K. 2006: Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *For. Ecol. Manage.* 223: 84-92.
- Pörtner, H.-O., Bock, C. & Mark, F.C. 2017: Oxygen- and capacity-limited thermal tolerance: bridging ecology and physiology. *Journal of Experimental Biology* 220: 2685-2696. <https://doi.org/10.1242/jeb.134585>
- Rabinowitsch-Jokinen, R. & Vanha-Majamaa, I. 2010: Immediate effects of logging, mounding and removal of logging residues and stumps on coarse woody debris in managed boreal Norway spruce stands. *Silva Fenn.* 44: 51-61.
- Ranius, T. & Jonsson, M. 2007: Theoretical expectations for thresholds in the relationship between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: a case study in spruce forests. *J. Nat. Conserv.* 15: 120-130.
- Ranius, T., Bohman, P., Hedgren, O., Wikars, L.-O. & Caruso, A. 2014: Metapopulation dynamics of a beetle species confined to burned forest sites in a managed forest region. *Ecography* 37: 797-804.

- Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G. & Rudolphi, J. 2014: Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biol. Conserv.* 169: 277-284.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G. 2005: Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *For. Ecol. Manage.* 206: 119-133.
- Ranius, T., Martikainen, P. & Kouki, J. 2011: Colonisation of ephemeral forest habitats by specialised species: beetles and bugs associated with recently dead aspen wood. *Biodiv. Conserv.* 20: 2903-2915.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000: Managing boreal forest landscapes for flying squirrels. *Conserv. Biol.* 14: 218-226.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2002: Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Ann. Zool. Fenn.* 39: 7-20.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Hurme, E., & Nivala, V. 2004: Assessing landscape thresholds for the Siberian flying squirrel. *Ecol. Bull.* 51: 277-286.
- Rhoades, C.C., Chow, A.T., Covino, T.P., Fegel, T.S., Pierson, D.N. & Rhea, A.E. 2019: The Legacy of a Severe Wildfire on Stream Nitrogen and Carbon in Headwater Catchments. *Ecosystems* 22: 643-657.
- Richardson, J.S. & Béraud, S. 2014. Effects of riparian forest harvest on streams: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51: 1712-1721.
- Richardson, J.S. 2019: Biological diversity in headwater streams. *Water* 11: 366.
- Roberge, J.-M., Angelstam, P. & Villard, M.-A. 2008: Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests - deriving quantitative targets for conservation planning. *Biol. Conserv.* 141: 997-1012.
- Roberge, J.-M., Lämås, T., Lundmark, T., Ranius, T., Felton, A. & Nordin, A. 2015: Relative contributions of set-asides and tree retention to the long-term availability of key forest biodiversity structures at the landscape scale. *J. Env. Manag.* 154: 284–292.

- Rodriguez, A. & Kouki, J. 2015: Emulating natural disturbance in forest management enhances pollination services for dominant *Vaccinium* shrubs in boreal pine-dominated forests. *For. Ecol. Manage.* 350: 1-12.
- Rodriguez, A. & Kouki, J. 2017: Disturbance-mediated heterogeneity drives pollinator diversity in boreal managed forest ecosystems. *Ecol. Appl.* 27: 589-602.
- Rodríguez, A., Pohjoismäki, J.L.O. & Kouki, J. 2019: Diversity of forest management promotes parasitoid functional diversity in boreal forests. *Biological Conservation* 238: 108205.
- Romppe, G., Boucher, Y., Bélanger, L., Côté, S. & Robinson, W.D. 2010: Conservation of biodiversity in forest areas management: use of critical thresholds of habitats. *Forestry Chronicle* 86: 572-579.
- Routa, J. & Huuskonen, S. (toim.). 2022: Jatkuvapeitteinen metsänkasvatus: synteesi-raportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 40/2022. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 132 s.
- Rubene, D., Schroeder, M. & Ranius, T. 2017: Effectiveness of local conservation management is affected by landscape properties: species richness and composition of saproxylic beetles in boreal forest clearcuts. *For. Ecol. Manage.* 399: 54-63.
- Rudolphi, J., Caruso, A., von Cräutlein, M., Laaka-Lindberg, S., Ryömä, R. & Berglund, H. 2011: Relative importance of thinned and clear-cut stands for bryophyte diversity on stumps. *For. Ecol. Manage.* 261: 1911-1918.
- Ruete, A., Snäll, T., & Jönsson, M. 2016: Dynamic anthropogenic edge effects on the distribution and diversity of fungi in fragmented old-growth forests. *Ecol. Appl.* 26: 1475-1485.
- Ruokolainen, A., Shorohova, E., Penttilä, R., Kotkova, V. & Kushnevskaia, H. 2018: A continuum of dead wood with various habitat elements maintains the diversity of wood-inhabiting fungi in an old-growth boreal forest. *Eur. J. For. Res.* 137: 707-718.
- Räty, M. & Kuronen, M. 2022: efdm - An R package offering a scenario tool beyond forestry. *PLOS ONE* 17(8): e0264380.
- Saaristo, L. & Vanhatalo, K. (toim.) 2019: Metsänhoidon suositukset talousmetsien luonnonhoitoon, työopas. Tapion julkaisuja.

- Saetersdal, M., Gjerde, I., Heegaard, E., Schei, F.H. & Nilsen, J.E.O. 2016: History and productivity determine the spatial distribution of key habitats for biodiversity in Norwegian forest landscapes. *Forests* 7: 11.
- Saga, O. & Selås, V. 2012: Nest reuse by Goshawks after timber harvesting: importance of distance to logging, remaining mature forest area and tree species composition. *For. Ecol. Manage.* 270: 66-70.
- Sahlin, E. & Ranius, T. 2009: Habitat availability in forests and clearcuts for saproxylic beetles associated with aspen. *Biodivers. Conserv.* 18: 621-638.
- Santaniello, F., Djupström, L.B., Ranius, T., Weslien, J., Rudolphi, J. & Sonesson, J. 2017: Simulated long-term effects of varying tree retention on wood production, dead wood and carbon stock changes. *J. Environ. Manag.* 201: 37-44.
- Savilaakso, S., Johansson, A., Häkkinen, M., Uusitalo, A., Sandgren, T., Mönkkönen, M. & Puttonen, P. 2021: What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. *Environmental Evidence* 10: 1.
- Selonen, V., Hanski, I.K. & Stevens, P.C. 2001: Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in fragmented forest landscapes. *Ecography* 24: 588-600.
- Selonen, V.A.O. & Kotiaho, J. 2013: Buffer strips can pre-empt extinction debt in boreal streamside habitats. *BMC Biology* 13: 24.
- Selonen, V.A.O., Mussaari, M., Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2011: The conservation potential of brook-side key habitats in managed boreal forests. *Silva Fenn.* 45: 1041-1052.
- Sievänen, T. & Neuvonen, M. 2011: Outdoor recreation in Finland 2010. Metla working papers. 212 s.
- Siira-Pietikäinen, A. & Haimi, J. 2009: Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: comparison between clear felling and green-tree retention methods. *For. Ecol. Manage.* 258: 332-338.
- Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000: Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biol. Conserv.* 94: 211-220.

Siitonen, J. 1999: Haavan merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. Julkaisussa Hynynen, J. & Viherä-Aarnio, A. (toim.). Haapa – monimuotoisuutta metsään ja metsätalouteen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 725: 71–82.

Siitonen, J. 2001: Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol. Bull.* 49: 1–41.

Siitonen, J., Hottola, J. & Immonen, A. 2009: Differences in stand characteristics between brook-side key habitats and managed forests in Southern Finland. *Silva Fenn.* 43: 21-37.

Siitonen, J., Punntila, P., Korhonen, K.T., Heikkinen, J., Laitinen, J., Partanen, J., Pasanen, H. & Saaristo, L. 2020. Talousmetsien luonnonhoidon kehitys vuosina 1995–2018 luonnonhoidon laadun arvioinnin sekä valtakunnan metsien inventoinnin tulosten perusteella. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 69/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 71 s.

Siitonen, P., Lehtinen, A. & Siitonen, M. 2005: Effects of forest edges on the distribution, abundance, and regional persistence of wood-rotting fungi. *Cons. Biol.* 19: 250-260.

Silvennoinen, H. 2017: Scenic Beauty of Forest Stands and Impact of Management. Metsämaiseman kauneus ja metsänhoidon vaikutus koettuun maisemaan metsikkötasolla. *Dissertationes Forestales* 242: 1-86.

Silvennoinen, H., Alho, J., Kolehmainen, O. & Pukkala, T. 2001: Prediction models of landscape preferences at the forest stand level. *Lands. Urban Plan.* 56: 11–20.

Silvennoinen, H., Pukkala, T. & Tahvanainen, L. 2002: Effect of cuttings on the scenic beauty of a tree stand. *Scand. J. For. Res.* 17: 263–273.

Simkin, J., Ojala, A. & Tyrväinen, L. 2020: Restorative effects of mature and young commercial forests, pristine oldgrowth forest and urban recreation forest - a field experiment. *Urban For. Urban Green.* 48: 126567.

Simkin, J., Ojala, A. & Tyrväinen, L. 2021: The perceived restorativeness of differently managed forests and its association with forest qualities and individual variables: A field experiment. *International J. Environ. Res. Public Health* 18: 422.

Sippola, A.-L., Mönkkönen, M. & Renvall, P. 2005: Polypore diversity in the herb-rich woodland key habitats of Koli National Park in eastern Finland. *Biol. Conserv.* 126: 260-269.

Sirkiä, S., Lindén, A., Helle, P., Nikula, A., Knape, J. & Lindén, H. 2010: Are the declining trends in forest grouse populations due to changes in the forest age structure? A case study of Capercaillie in Finland. *Biol. Conserv.* 143: 1540-1548.

Sirkiä, S., Nikula, A., Helle, P., Lindén, H., Norrdahl, K., Suorsa, P. & Valkeajärvi, P. 2011: Contemporary mature forest cover does not explain the persistence of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking areas in Finland. *Ornis Fenn.* 88: 208-216.

Skogsstyrelsen 2020: Ett urval av naturvårdsarter och andra indikatorarter. Beskrivning 2020-11-19. 28 s. https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/miljo-och-klimat/nyckelbitoper/beskrivning_ett-urval-av-naturvardsarter_20201119.pdf

SMK. 2022. Metsätalouden tuet -varaseuranta. Suomen metsäkeskus. <https://www.metsakeskus.fi/fi/avoin-metsa-ja-luontotieto/tietoa-metsien-kaytosta/tuet>

Stokland, J.N. & Larsson, K.H. 2011: Legacies from natural forest dynamics: different effects of forest management on wood-inhabiting fungi in pine and spruce forests. *For. Ecol. Manage.* 261: 1707-1721.

Suomen virallinen tilasto (SVT): Metsien suojelu [verkkojulkaisu]. Helsinki: Luonnonvarakeskus [viitattu: 09.09.2022]. Saantitapa: http://statdb.luke.fi/PXWeb/pxweb/fi/LUKE/LUKE__04 Metsa__02 Rakenne ja tuotanto__04 Metsien suojelu/

Suominen, M., Junninen, K. & Kouki, J. 2019: Diversity of fungi in harvested forests 10 years after logging and burning: polypore assemblages on different woody substrates. *For. Ecol. Manage.* 446: 63-70.

Suominen, M., Junninen, K., Heikkala, O. & Kouki, J. 2015: Combined effects of retention forestry and prescribed burning on polypore fungi. *J. Appl. Ecol.* 52: 1001-1008.

Suominen, M., Junninen, K., Heikkala, O. & Kouki, J. 2018: Burning harvested sites enhances polypore diversity on stumps and slash. *For. Ecol. Manage.* 414: 47-53.

- Suorsa, P., Huhta, E., Jäntti, A., Nikula, A., Helle, H., Kuitunen, M., Koivunen, V. & Hakkarainen, H. 2005: Thresholds in selection of breeding habitat by the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*). *Biol. Conserv.* 121: 443-452.
- Sverdrup-Thygeson, A. 2002: Key habitats in the Norwegian production forest: a case study. *Scand. J. For. Res.* 17: 166-178.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bendiksen, E., Birkemoe, T. & Larsson, K.H. 2014: Do conservation measures in forest work? A comparison of three area-based conservation tools for wood-living species in boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 330: 8-16.
- Swenson, J.E. & Angelstam, P. 1993: Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. *Can. J. Zool.* 71: 1303-1310.
- Söderström, B. 2009: Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *For. Ecol. Manage.* 257: 215-222.
- Thorn, S., Seibold, S., Heikkala, O., Koivula, M., Venugopal, P. & Kouki, J. 2018: New records of Northern bats (*Eptesicus nilssonii*) in boreal clear cuts emphasize the value of green-tree retention for conservation. *Nyctalus* 19: 22-26.
- Tikkanen, O.-P., Heinonen, T., Kouki, J. & Matero, J. 2007: Habitat suitability models of saproxylic red-listed boreal forest species in long-term matrix management: cost-effective measures for multi-species conservation. *Biol. Conserv.* 140: 359-372.
- Tikkanen, O.-P., Matero, J., Mönkkönen, M., Juutinen, A. & Kouki, J. 2012: To thin or not to thin: bio-economic analysis of two alternative practices to increase amount of coarse woody debris in managed forests. *Eur. J. For. Res.* 131: 1411-1422.
- Tikkanen, O.-P., Punttila, P. & Heikkilä, R. 2009: Species-area relationships of red-listed species in old boreal forests: a large-scale data analysis. *Div. Distr.* 15: 852-862.
- Timonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S. & Mönkkönen, M. 2011: Hotspots in cold climate: Conservation value of woodland key habitats in boreal forests. *Biol. Conserv.* 144: 2061-2067.
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J. S., Stokland, J. N., Sverdrup-Thygeson, A. & Mönkkönen, M. 2010. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 309–324. Toivanen, T. & Kotiaho, J. 2007a: Mimicking natural disturbances of boreal

- forests: the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. *Biodiv. Conserv.* 16: 3193-3211.
- Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2007b: Burning of logged sites to protect beetles in managed boreal forests. *Cons. Biol.* 21: 1562-1572.
- Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2010: The preferences of saproxylic beetle species for different dead wood types created in forest restoration treatments. *Can. J. For. Res.* 40: 445-464.
- Toivanen, T., Heikkilä, T. & Koivula, M.J. 2014: Emulating natural disturbances in boreal Norway spruce forests: effects on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *For. Ecol. Manage.* 314: 64-74.
- Tolkinen, M.J., Heino, J., Ahonen, S.H.K., Lehosmaa, K., Mykrä, H. 2020. Streams and riparian forests depend on each other: A review with a special focus on microbes. *For. Ecol. Manage.* 462: 117962.
- Tolonen, J., Leka, J., Yli-Heikkilä, K., Hämäläinen, L. & Halonen, L. 2019: Pienvesiopus - pienvesien tunnistaminen ja lainsäädäntö. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 36/2019.
- Tolonen, K. & Pitkänen, A. 2004: Kulojen toistuvuus ja merkitys jääkauden jälkeisenä aikana Suomessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2004: 224–228.
- Tolvanen, A. & Kangas, K. 2016: Tourism, biodiversity and protected areas – review from northern Fennoscandia. *J. Env. Manag.* 169: 58–66.
- Tolvanen, A., Kangas, K., Tarvainen, O., Huhta, E., Jäkäläniemi, A., Kyttä, M., Nikula, A., Nivala, V., Tuulentie, S. & Tyrväinen, L. 2020: The relationship between people's activities and values with the protection level and biodiversity. *Tourism Manag.* 81: 104141.
- Tornberg, R. & Colpaert, A. 2001: Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in Northern Finland. *Ibis* 143: 41-50.
- Torres, R.T., Carvalho, J.C., Panzacchi, M., Linnell, J.D.C. & Fonseca, C. 2011: Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a human-modified landscape in southeastern Norway during winter. *Ecol. Res.* 26: 781-789.

Turunen, J., Elbrecht, V., Steinke, D. & Aroviita, J. 2021: Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology* 66: 785–798.

Tyrväinen, L., Mäkinen, K. & Schipperijn, J. 2007: Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. *Lands. Urban Plan.* 79: 5–19.

Tyrväinen, L., Silvennoinen, H. & Hallikainen, V. 2017: Effect of season and forest management on the visual quality of the nature-based tourism environment: A case from Finnish Lapland. *Scand. J. For. Res.* 32: 349–359.

Tyrväinen, L., Silvennoinen, H. & Kolehmainen, O. 2003: Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban For. Urban Green.* 1: 135–149.

Tönnnes, S., Karjalainen, E., Löfström, I. & Neuvonen, M. 2004: Scenic impacts of retention trees in clear-cutting areas. *Scand. J. For. Res.* 19: 348–357.

Uliczka, H. & Angelstam, P. 2000: Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biol. Conserv.* 95: 343-351.

Valdés, A., Lenoir, J., Gallet-Moron, E., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., Closeset-Kopp, D., Cousins, S.A.O., Deconchat, M., De Frenne, P., De Smedt, P., Diekmann, M., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Liira, J., Lindgren, J., Naaf, T., Paal, T., Prokofieva, I., Scherer-Lorenzen, M., Wulf, M., Verheyen, K. & Decocq, G. 2015: The contribution of patch-scale conditions is greater than that of macroclimate in explaining local plant diversity in fragmented forests across Europe. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24: 1094-1105.

Valtioneuvoston asetus 800/2022. Valtioneuvoston asetus puustoisten elinympäristöjen ennallistamiseen, kunnostukseen ja hoitoon vuosina 2022–2027 myönnettävästä tuesta.

Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryömä, R., Kotiaho, J.S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Puttonen, P., Tamminen, P., Toivanen, T. & Kuuluvainen, T. 2007: Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: the EVO experiment. *For. Ecol. Manage.* 250: 77-88.

Vanha-Majamaa, I., Shorohova, E., Kushnevskaya, H. & Jalonen, J. 2017: Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forests: a ten-year perspective. *For. Ecol. Manage.* 393: 12-28.

Vasiliauskas, R., Vasiliauskas, A., Stenlid, J. & Matelis, A. 2004: Dead trees and protected polypores in unmanaged north-temperate forest stands of Lithuania. *For. Ecol. Manage.* 193: 355-370.

Versluijs, M., Eggers, S., Hjältén, J., Löfroth, T. & Roberge, J.-M. 2017: Ecological restoration in boreal forest modifies the structure of bird assemblages. *For. Ecol. Manage.* 401: 75-88.

Viitala, E.-J., Hänninen, H. & Leppänen, J. 2018. De minimis -tukien soveltuvuus Suomen metsätalouteen. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 54/2018. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 94 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-649-0>

Viitala, E.-J., Assmuth, A., Koikkalainen, K., Miettinen, A., Mutanen, A., Wall, A., Wejberg, H. & Lehtonen, H. 2022. Maa- ja metsätalouden kannustinjärjestelmien ilmasto-vaikutukset. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 21/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 97 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-388-6>

Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2006: Spatial variation of bird species in landscapes dominated by old-growth forests in northern boreal Finland. *Biodiv. Cons.* 15: 2143-2162.

VN 2021. Helmi-elin ympäristöohjelma 2021–2030. Valtioneuvoston periaatepäätös. Valtioneuvoston julkaisuja 2021:83. Helsinki.

Wallace, J.B. & Eggert, S.L. 2015: Terrestrial and longitudinal linkages of headwater streams. *Southeastern Naturalist* 14: 65–86.

Wallenius, T.H., Pitkänen, A., Kuuluvainen, T., Pennanen, J. & Karttunen, H. 2005: Fire history and forest age distribution of an unmanaged *Picea abies* dominated landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1540–1552.

Wikars, L.-O. 1997: Effects of forest fire and the ecology of fire-adapted insects. Väitöskirja, Uppsalan yliopisto, Ruotsi.

Wikberg, S., Perhans, K., Kindstrand, C., Djupström, L. B., Boman, M., Mattsson, L., Schroeder, L. M., Weslien, J. & Gustafsson, L. 2009: Cost-effectiveness of conservation strategies implemented in boreal forests: The area selection process. *Biological Conservation* 142: 614-624.

- Wiktander, U., Olsson, O., & Nilsson, S.G. 2001: Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. *Biol. Conserv.* 100: 387-395.
- Wipfli, M.S., Richardson, J.S. & Naiman, R.J. 2007: Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: Transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 72–85.
- Ylisirniö, A.-L. & Hallikainen, V. 2018: Retention patches maintain diversity of epiphytic and epixylic indicator lichens more effectively than solitary trees. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 320–331.
- Ylisirniö, A. L., Penttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isäeva, L., Kauhanen, H., Koivula, M. & Mikkola, K. 2012: Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands – lessons for biodiversity management in boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 286: 16-27.
- Ylisirniö, A.-L., Mönkkönen, M., Hallikainen, V., Ranta-Maunu, T. & Kouki, J. 2016: Woodland key habitats in preserving polypore diversity in boreal forests: Effects of patch size, stand structure and microclimate. *Forest Ecology and Management* 373: 138–148.
- YM 2022. Ehdotus valtioneuvoston asetukseksi puustoisten elinympäristöjen ennallistamiseen, kunnostukseen ja hoitoon vuosina 2022–2027 myönnettävästä tuesta. Perustelumuistio 25.8.2022. Ympäristöministeriö.
- Zielewska-Büttner, K., Heurich, M., Müller, J., & Braunisch, V. 2018: Remotely sensed single tree data enable the determination of habitat thresholds for the three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*). *Remote Sens.* 10: 1972.
- Åberg, J., Swenson, J.E. & Angelstam, P. 2003: The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *For. Ecol. Manage.* 175: 437-444.
- Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.) 2019: Metsänhoidon suosituksset. Tapion julkaisuja.
- Österling, M. & Högberg, J-O. 2014. The impact of land use on the mussel *Margaritifera margaritifera* and its host fish *Salmo trutta*. *Hydrobiologia* 735: 213-220.

tietokayttoon.fi

ISBN PDF 978-952-383-224-4

ISSN PDF 2342-6799